Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien

Supplément 1983

Analyse économique et technique
SPE 3-EP-84-3F

Direction générale des programmes de protection de l'environnement

juin 1984

LES RAPPORTS DU SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Les rapports d'analyse économique et technique font le point sur l'état des connaissances, présentent des études bibliographiques et des inventaires industriels et comportent des recommandations afférentes, dans la mesure où celles-ci n'impliquent aucune recherche expérimentale. La préparation des rapports peut être confiée soit au personnel du Service de la protection de l'environnement, soit à des entreprises ou organismes dont il sollicite les services.

Le Service publie nombre d'autres rapports dans les collections suivantes : Règlements, codes et méthodes d'analyse, Politique et planification, Développement des techniques, Surveillance, Exposés et mémoires soumis à des enquêtes publiques, Évaluation des incidences sur l'environnement et Guides de formation.

Pour tout renseignement, prière de s'adresser au Service de la protection de l'environnement, ministère de l'Environnement, Hull (Québec), Canada, K1A 1C8.

ENVIRONMENTAL PROTECTION SERVICE REPORT SERIES

Economic and Technical Review Reports relate to state-of-the-art reviews, library surveys, industrial inventories, and their associated recommendations where no experimental work is involved. These reports will either be undertaken by an outside agency or by the staff of the Environmental Protection Service.

Other categories in the EPS series include such group as : Regulations, Codes and Protocols; Policy and Planning; Technology Development; Surveillance; Training Manuals; Briefs and Submissions to Public Inquiries; and Environmental Impact and Assessment.

Inquiries pertaining to Environmental Protection Service Reports should be directed to the Environmental Protection Service, Department of the Environment, Hull, Québec, Canada, K1A 1C8.

LES CHLOROPHÉNOLS ET LEURS IMPURETÉS DANS L'ENVIRONNEMENT CANADIEN

SUPPLÉMENT 1983

P.A. Jones

Environnement Canada
Service de la protection de l'environnement
Division des produits chimiques commerciaux

Rapport SPE 3-EP-84-3F
Juin 1984

Publication distribuée
par le Service de la protection de l'environnement
Ministère de l'Environnement
Ottawa
K1A 1C8

Édition française de
Chlorophenols and Their Impurities in the Canadian Environment: 1983 Supplement
préparée par le Module d'édition française
Ministère de l'Environnement

Rapport SPE 3-EP-84-3F

Nº de catalogue En 46-3/84-3F
ISBN: 0-662-92698-6

©
Ministre des Approvisionnements et Services
1984

RÉSUMÉ

Depuis la publication en 1981 du rapport d'Environnement Canada ***Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien,*** beaucoup de changements ont eu lieu dans le mode d'utilisation des chlorophénols, et un grand nombre de travaux de recherches ont été entrepris. Le présent supplément examine les diverses applications en cours dans le secteur des chlorophénols au Canada, avec les règlements connexes dans le cadre de la Loi sur les produits antiparasitaires, administrée par Agriculture Canada, ainsi que les résultats des recherches pertinentes sur les chlorophénols publiés depuis 1980. Le présent document comporte aussi un historique de ce qui s'est passé d'important au sujet des chlorophénols dans le contexte canadien.

Le premier rapport d'Environnement Canada sur les chlorophénols contenait une information considérable sur les dibenzo-p-dioxines polychlorées et autres impuretés apparentées. Le contenu du présent supplément se limite aux chlorophénols, d'autres études récentes traitant plus spécialement des dibenzo-p-dioxines polychlorées et des impuretés apparentées.

Le supplément sur les chlorophénols aborde les principaux sujets suivants: quantités commerciales; voies de pénétration dans l'environnement; concentrations et stabilité dans l'environnement; écotoxicologie; devenir et migration dans l'environnement.

ABSTRACT

Since the publication in 1981 of the Environment Canada report "Chlorophenols and Their Impurities in the Canadian Environment" many changes have occurred in the use patterns of chlorophenols, and many research studies have been undertaken. The current Canadian use patterns for chlorophenols and the associated regulations under the Pest Control Products Act, administered by Agriculture Canada, as well as results of relevant research on the chlorophenols as reported in the literature since 1980, have been documented in this supplement. An annotated historical review of chlorophenols in Canada has also been included.

The earlier Environment Canada review on chlorophenols contained considerable information on polychlorinated dibenzo-p-dioxins and other impurities usually present in chlorophenols. The information presented in this supplement has been restricted to that on chlorophenols since recent reviews have dealt specifically with the polychlorinated dibenzo-p-dioxins and other related impurities.

Major subject areas addressed in the chlorophenol supplement include those on: quantities in commerce, sources to the environment, levels and stability in the environment, ecotoxicology, and fate and mobility in the environment.

TABLE DES MATIÈRES

	Résumé	III
	Abstract	IV
	Abréviations	VII
	Conclusions	IX
1	**Introduction**	1
2	**Applications**	3
3	**Composition des chlorophénols**	4
4	**Quantités commerciales**	5
5	**Analyses des résidus**	9
6	**Voies de pénétration dans l'environnement**	14
7	**Teneurs et stabilité dans l'environnement**	19
8	**Métabolisme**	22
8.1	Milieu aquatique	22
8.1.1	Biocénoses	22
8.1.2	Végétation	23
8.1.3	Sols inondés	24
8.2	Milieu terrestre	24
9	**Écotoxicologie**	25
9.1	Effets sur l'écosystème	25
9.1.1	Milieux marins	25
9.1.2	Estuaire	25
9.1.3	Eaux douces	26
9.2	Effets biochimiques	26
9.2.1	Biocénoses aquatiques	26
9.2.1.1	Polychètes	26
9.2.1.2	Vertébrés	26
9.2.1.3	Phytoplancton	27
9.2.1.4	Macrophytes	28
9.2.2	Biocénoses terrestres	28
9.3	Toxicité pour les biocénoses aquatiques	29
9.3.1	Toxicité aigue	29
9.3.2	Toxicité chronique	33
9.4	Immunosuppression	36
9.4.1	Biocénoses aquatiques	36
9.4.2	Biocénoses terrestres	36
9.5	Caractère mutagène	37
9.6	Caractère tératogène	37
10	**Dynamique chimique: devenir et mobilité**	38
10.1	Migration	38
10.1.1	Volatilisation	38
10.1.2	Adsorption	38
10.2	Bioconcentration	38
10.3	Dégradation	42
10.3.1	Dégradation biologique	42
10.3.1.1	Milieu aquatique	42
10.3.1.2	Milieu terrestre	43
10.3.2	Dégradation photochimique	45
10.4	Persistance	47

11	**Gestion des déchets**	49
11.1	Effluents industriels	49
11.2	Qualité de l'eau	50
12	**Travaux et projets de recherche au Canada**	53
13	**Remerciements**	56
	Références	57
	Annexe 1: Rectificatifs au rapport initial (1981)	67
	Annexe 2: Conclusions du rapport initial de 1981	68
	Annexe 3: Règlements sur les chlorophénols au Canada	76
	Annexe 4: Dates marquantes relatives aux chlorophénols et aux mesures de réglementation, dans une perspective canadienne	88

LISTE DES TABLEAUX

1	Méthodes d'analyse pour le dosage des chlorophénols	9
2	Teneurs en chlorophénols (mg/l) d'effluents d'usines et d'étangs au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse en 1980	18
3	Toxicité aiguë (teneur létale 50 pour 96 h) des chlorophénols pour la crevette *Palaemonetes pugio*	32
4	Toxicité aiguë des chlorophénols pour *Daphnia magna* et *Cyprinodon variegatus*	34
5	Teneurs létales 50 pour 24 h et facteurs de concentration des chlorophénols chez la truite (*Salmo trutta*)	41
6	Classification des chlorophénols selon la vitesse de perte à partir de sols dans des conditions aérobies	44
7	Normes de qualité de l'eau ambiante aux États-Unis, visant à protéger la vie aquatique contre les chlorophénols	52
A3-1	Produits contenant des chlorophénols, enregistrés conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, au 1er février 1983	77

LISTE DES FIGURES

1	Bilan-produits pour les chlorophénols au Canada en 1981	7

ABRÉVIATIONS

PRODUITS CHIMIQUES

(Les codes utilisés dans la réglementation relative à la Loi sur les produits antiparasitaires sont présentés à l'annexe 3.2.3.)

Chlorophénols

m-chlorophénol (3-chlorophénol)	m-CP(3-CP)
o-chlorophénol (2-chlorophénol)	o-CP(2-CP)
p-chlorophénol (4-chlorophénol)	p-CP(4-CP)
dichlorophénol	DCP
trichlorophénol	TCP
tétrachlorophénol	TTCP
pentachlorophénol	PCP

Sels de sodium des chlorophénols

trichlorophénate de sodium	TCPNa
tétrachlorophénate de sodium	TTCPNa
pentachlorophénate de sodium	PCPNa

Autres produits chimiques

acide 2, 4-dichlorophénoxyacétique	2, 4-D
hexachlorobenzène	HCB
polychlorodibenzo-p-dioxine	PCDD
polychlorodibenzofuranne	PCDF
acide 2, 4, 5-trichlorophénoxyacétique	2, 4, 5-T

DIVERS

ingrédient actif	IA
capture d'électrons (détection)	ce(dce)
chromatographie en phase gazeuse	cpg
chromatographie de partage gaz-liquide	cpgl
chromatographie en phase liquide haute pression	cplhp
heure	h
chromatographie en phase liquide	cpl
spectrométrie de masse	sm
tonne métrique	t
microgramme	µg

nanogramme	ng
non décelé	N.D.
parties par milliard (10^{-9}) (µg/kg ou µg/l)	p.p. milliard
parties par million (10^{-6}) (mg/kg, mg/l, ou µg/g)	p.p. million (ou ppm)
parties par billion (10^{-12}) (ng/kg ou ng/l)	p.p. billion
picogramme	pg
chromatographie sur couche mince	ccm
semaine	sem.
année	an

CONCLUSIONS

Les conclusions suivantes s'appuient sur les données figurant dans le présent supplément; lorsqu'elles s'écartent des conclusions de l'édition de 1981, reprises à l'annexe 2, il en est fait mention.

Applications

1) Les normes révisées d'Agriculture Canada quant à l'utilisation des chlorophénols (CP) entrèrent en vigueur le 1er janvier 1981. Depuis 1941 (chapitre 2 et annexe 3), les principales utilisations du tétrachlorophénol et du pentachlorophénol demeurent les traitements de conservation à long terme et de protection à court terme du bois.
2) Le 2, 4-dichlorophénol produit au Canada est principalement utilisé comme produit intermédiaire pour la préparation d'herbicides à base d'acides phénoxylés (chapitre 4).
3) Il y a eu diminution notable du nombre de produits contenant des CP, enregistrés en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires (annexe 3).
4) Les normes d'utilisation révisées permettent encore l'enregistrement de produits contenant du 2, 4, 5-trichlorophénol.

Composition des CP

5) Les phénols libres suivants ont été décelés dans le 2, 4-DCP; 2, 6-DCP; 2, 4, 6-TCP; 2-CP; 4-CP; et 2, 4-dichloro-6-éthylphénol (chapitre 3).
6) On n'a pas encore déterminé les teneurs en phénols libres de la plupart des CP chlorés supérieurs, utilisés au Canada.

Quantités circulant dans le commerce

7) Les quantités de CP circulant dans le commerce au Canada en 1981 s'établissaient comme suit (en tonnes métriques): production (4 000 t), importations (2 600 t), exportations (1 500 t), et consommation totale (5 300 t) (chapitre 4). Ces valeurs sont supérieures aux estimations présentées dans Jones (1981).
8) On prévoit que les quantités de CP dans le commerce au Canada demeureront au même niveau, ou baisseront lentement pendant les prochaines années (chapitre 4).

Analyse des résidus

9) La mise au point de méthodes améliorées pour l'analyse des CP dans les échantillons environnementaux a permis de préciser davantage le cheminement et le devenir des CP dans l'environnement (chapitres 5, 7 et 10).

Voies de pénétration dans l'environnement

10) Les usines de traitement pour la conservation du bois constituent l'une des principales sources du PCP qui pénètre dans l'environnement; en effet, ce composé est entraîné par les eaux de pluie à partir des poteaux et du bois d'oeuvre traités (chapitre 6).

11) Le rapport 2, 3, 4, 6-TTCP/PCP dans les échantillons tirés de l'environnement pourrait servir comme marqueur chimique pour le PCP provenant d'une source industrielle donnée (chapitre 6).

12) La présence de certains CP dans l'environnement est attribuable à l'application d'herbicides phénoxy, mais les quantités ainsi décelées sont mineures (chapitre 6).

13) Les effluents des stations d'épuration des eaux usées des municipalités constituent une voie secondaire, mais permanente, d'entrée de CP dans l'environnement (chapitre 6).

Concentrations et stabilité dans l'environnement

14) Les TTCP et le PCP ont été décelés dans les sédiments qui se sont déposés chaque année depuis 1949 dans la région de la baie de Quinte, du lac Ontario (chapitre 7).

15) Dans cette même baie, les teneurs en TTCP et en PCP de la pellicule de surface et de la colonne d'eau diminuaient à mesure que l'on s'éloignait de la source ponctuelle, la teneur en PCP diminuant plus vite que la teneur en TTCP (chapitre 7).

16) Le 2, 4, 5-TCP a été décelé dans les biocénoses de l'embouchure de la rivière Niagara, mais non dans celles du lac Érié (chapitre 7).

Métabolisme

17) Chez la tête-de-boule, l'absorption et l'élimination de (^{14}C) 2, 4, 5-TCP ressemblent à celles du PCP. Une absorption rapide, suivie d'une élimination également rapide (jusqu'à 72 p. 100 en 24 h), précédait une seconde phase où la demi-vie du ^{14}C restant se chiffrait à 21-28 jours (chapitre 8, 8.1.1).

18) Les résidus post-métaboliques les plus importants dans les sols et les plantes, après une exposition au PCP, sont les résidus fixés, non extractibles (chapitre 8, 8.1.2 et 8.1.3).

Écotoxicologie

19) Bien que le PCP puisse exercer un effet très marqué sur les écosystèmes marins, les bactéries marines et le phytoplancton peuvent s'adapter à des teneurs subaiguës en PCP et se remettre des effets subis (chapitre 9, 9.1.1).

20) D'après des expériences en laboratoire, la "teneur sans effet observable" en PCP chez des communautés benthiques d'estuaires se chiffrait entre 13 et 14 µg de PCP/l (chapitre 9, 9.1.2).

21) Des teneurs en PCPNa, inférieures à 100 µg/l, altéreraient probablement la structure de la communauté marine des copépodes (chapitre 9, 9.1.2).

22) Les bilans d'espèces au sein des communautés d'eau douce peuvent servir comme indicateurs de la contamination par les CP (chapitre 9, 9.1.3).

23) Les indices biochimiques chez des polychètes exposés au PCP sont un appauvrissement des réserves de glycogène et une augmentation de la quantité d'acide ascorbique dans les tissus, preuves de la décontamination et de l'élimination du PCP par l'intermédiaire de l'acide glucuronique (chapitre 9, 9.2.1.1).

24) Les indices biochimiques chez des vertébrés aquatiques exposés au PCP comprennent ceux notés en (23), avec en plus une augmentation de la teneur en cortisol plasmatique (chapitre 9, 9.2.1.2).

25) Une réduction de la photosynthèse a été observée chez le phytoplancton et les macrophytes aquatiques, exposés au PCP (chapitre 9, 9.2.1.3 et 9.2.1.4).

26) Des lésions histologiques hépatiques sont apparues chez des vertébrés terrestres exposés de façon prolongée au PCP (chapitre 9, 9.2.2).

27) D'après les résultats de tests sur la teneur létale 50 et sur la teneur effective 50, il s'est révélé que la sensibilité au PCP était à peu près la même chez les mollusques, les vers, les crustacés, les poissons et les algues, qu'ils soient d'eau douce ou d'eau de mer. Les teneurs létales 50 et les teneurs effectives 50 dans le cas de ces organismes se situaient entre 0,1 et 1 mg de PCP/l. Chez les espèces et aux stades de vie les plus sensibles, des effets ont été observés à des teneurs plus faibles en PCP (chapitre 9, 9.3.1).

28) La toxicité des CP vis-à-vis des organismes aquatiques peut être modifiée par le pH et la température de l'eau, ainsi que par la présence de sédiments (chapitre 9, 9.3.1).

29) Chez les biocénoses aquatiques, l'exposition au PCP entraîne une résistance moins efficace à l'infection (chapitre 9, 9.4.1).

30) Aucune déficience immune, attribuable au PCP, n'a été observée chez du bétail dont le sang contenait 12,5 ppm de PCP (chapitre 9, 9.4.2).

31) Les CP provenant de la chloration aqueuse de pâte kraft non blanchie n'ont pas d'effets mutagènes (chapitre 9, 9.5).

32) Les 2, 4, 6-TCP peut avoir un effet tératogène chez certaines espèces d'eau douce (chapitre 9, 9.6).

Dynamique chimique: devenir et migration

33) Dans un milieu naturel, où certaines eaux de surface peuvent être proches du pH neutre, il y a peu de perte de PCP par évaporation (chapitre 10, 10.1.1). Cette conclusion annule la conclusion nº 53 de Jones (1981), reproduite à la page 73 de l'annexe 2 du présent rapport.

34) Le facteur de bioconcentration du PCP varie en fonction des caractéristiques physiques, y compris le pH et la force ionique, des milieux (chapitre 10, 10.2).

35) Dans un milieu aquatique naturel, comme la baie de Quinte, la bioaccumulation en PCP et en TTCP peut varier d'une valeur moyenne, comme chez la sangsue (10^2), à une valeur plus élevée, comme chez le poisson (environ 10^4) (chapitre 10, 10.2).

36) Les CP sont réactifs et se dégradent dans l'environnement à une vitesse donnée, fonction des conditions existantes, et selon des mécanismes complexes (chapitre 10, 10.3).

37) La dégradation biologique en milieu aquatique est facilitée par la présence de bactéries acclimatées (chapitre 10, 10.3.1.1).

38) Dans des environnements aussi bien aquatiques que terrestres, les conditions anaérobies retardent sensiblement la dégradation des CP (chapitre 10, 10.3.1.1 et 10.3.1.2). Des résidus de PCP et de TTCP ont persisté pendant des décennies dans un milieu sédimentaire anaérobie (chapitre 10, 10.4).

39) Les pertes par action photolytique dans la pellicule superficielle constituent une importante voie d'élimination des TTCP et du PCP ionisés dans un milieu aquatique (chapitre 10, 10.3.2).

40) Les CP se lient aux matériaux humiques par des mécanismes chimiques, physiques et biologiques (chapitre 10, 10.4).

Gestion des déchets

41) Des traitements par adsorption sur charbon granulaire activé et des traitements biologiques combinés ont permis de faire baisser les teneurs en CP des effluents à des valeurs négligeables (chapitre 11, 11.1).

1 INTRODUCTION

L'analyse technique d'Environnement Canada intitulée *Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien* (Jones, 1981) a été terminée en février 1981, et publiée en décembre 1981. L'annexe 1 comporte une liste de rectificatifs à ce rapport. La documentation dont s'inspire le présent supplément est grosso modo celle qui existait déjà en 1979. Néanmoins, depuis 1979, un grand nombre de rapports, de communications scientifiques et de documents gouvernementaux traitant de la présence des chlorophénols dans l'environnement ont été publiés (Ahlborg et Thunberg, 1980; Callahan *et al.*, 1979; Crosby, 1980, 1982; Conseil national de recherches du Canada, 1982; EPA, États-Unis, 1979, 1981a, 1981b). Les "nouvelles" données sur les chlorophénols ont été étudiées de près et, lorsqu'elles étaient pertinentes, elles ont été extraites, synthétisées et incorporées dans le présent supplément (1983). Les données retenues sont celles qui modifient plus ou moins l'une ou l'autre des conclusions du rapport de 1981. Par exemple, si un document confirme ou contredit l'une des conclusions, ses données sont incorporées, référence à l'appui, dans le supplément.

L'ordre de présentation des matières suit généralement celui de l'édition de 1981, avec la différence que seuls les sujets comportant de "nouvelles" données ont été inclus. Vu que les conclusions de l'édition de 1981 ont été citées comme sources de référence, elles ont été reproduites à l'annexe 2.

Le principal changement par rapport à l'édition de 1981 a consisté à omettre toute référence spéciale aux dibenzo-p-dioxines polychlorées (PCDD), aux dibenzofurannes polychlorés (PCDF) et à l'hexachlorobenzène (HCB), qui sont les principales impuretés neutres, présentes dans les chlorophénols. Les problèmes pour la santé et l'environnement, causés par les PCDD et les PCDF, sont maintenant traités à part. Ces composés ont fait l'objet de rapports d'évaluation par le Secrétariat de l'environnement du Conseil national de recherches du Canada (CNRC, 1981a; CNRC, 1981b). De plus, une section a été formée au sein du comité consultatif mixte Environnement Canada/Santé nationale et Bien-être social Canada, pour les dioxines, comprenant des personnes de secteurs non gouvernementaux; ce comité prépare un rapport pour 1983. Pour éviter une répétition, le présent supplément n'inclut pas les données sur les dioxines au Canada.

Les problèmes pour l'environnement et la santé, dus au HCB, ont été traités dans trois rapports non publiés, préparés en 1979 pour le Comité EC-SBSC (Environnement Canada/Santé et Bien-être social Canada) des contaminants de l'environnement. Ces

rapports ont été réunis en un seul volume, sous forme d'un rapport manuscrit non publié, mis en 1982 à la disposition des parties intéressées, par la Direction du contrôle des contaminants du Service de la protection de l'environnement (Environnement Canada). Ce rapport non publié prendra, après avoir été révisé et complété, la forme d'un rapport mixte Environnement Canada/Santé et Bien-être social Canada. La révision est en cours.

Le rapport d'Environnement Canada (Jones, 1981), le présent supplément, le rapport très important de Santé et Bien-être social Canada, intitulé *Chlorophenols and Their Impurities: A Health Hazard Evaluation* (Gilman *et al.*, 1983), et enfin la publication du Conseil national de recherches du Canada (1982) représentent une somme considérable d'information sur la situation qui prévalait au Canada jusqu'en 1982 en ce qui concerne les chlorophénols.

Depuis le rapport initial d'Environnement Canada (Jones, 1981), il y a eu beaucoup de changements dans les divers modes d'utilisation des chlorophénols, et nombre de travaux de recherches ont été entrepris. Les lacunes et les incertitudes apparaissant dans les conclusions du rapport initial et dans les propositions qui en découlaient ont trouvé en grande partie des explications et des réponses. On n'entrevoit pour l'instant aucune autre limitation à l'utilisation des chlorophénols, à condition que les normes d'éthique professionnelle actuellement à l'étude soient à l'avenir scrupuleusement observées pour minimiser les pertes de chlorophénols dans l'environnement.

2 APPLICATIONS

Le 28 novembre 1980, Agriculture Canada annonçait, dans sa circulaire T-1-229 (Jones, 1981), une révision des normes d'utilisation des chlorophénols. Les retraits temporaires suivants entrèrent en vigueur le 1er janvier 1981:

1) retrait temporaire des produits à base de chlorophénols (CP) portant une étiquette les désignant comme agents de conservation et/ou de teinture pour le bois à l'intérieur des habitations;
2) retrait temporaire des produits contenant du pentachlorophénate de sodium (PCPNa), utilisés comme fongicides dans les champignonnières et sur les outils servant à la culture des champignons;
3) retrait temporaire des produits contenant du pentachlorophénol (PCP), employés comme agents de conservation de caisses en bois pour aliments, ainsi que des éléments en bois d'installations horticoles, comme les planches et les piquets pour semis, le bois de construction des serres, etc.;
4) retrait temporaire des produits contenant du PCP et portant une étiquette qui les désigne pour la conservation du bois à l'intérieur de bâtiments agricoles, au-dessus du niveau du sol, comme dans les endroits secs suivants: murs, planchers, trémies, auges, silos, stalles, perchoirs pour volaille, etc. Il est proposé que sur les fermes le bois traité au PCP ne soit utilisé que là où il est en contact avec le sol, comme dans le cas des pieux de clôture, des socles, des pilotis de support, et de la partie inférieure, haute de six pouces, des planches entourant les stalles;
5) retrait temporaire de tous les produits à base de CP étiquetés comme microbiocides dans le traitement des peaux;
6) retrait temporaire des produits à base de CP étiquetés comme herbicides et agents stérilisants de sols (excepté ceux qui sont destinés à la destruction des mousses sur les toits);
7) retrait temporaire des produits contenant des chlorophénols et leurs sels de sodium, utilisés comme agents slimicides dans les usines de pâtes et papier;
8) retrait temporaire de tous les produits pour usage DOMESTIQUE, appliqués par pulvérisation.

La révision des normes d'utilisation s'est traduite par une diminution du nombre de produits à base de CP, proposés sur les marchés canadiens, domestiques et industriels (annexe 3). Les principales utilisations des CP demeurent les traitements de conservation à long terme et de protection à court terme du bois.

3 COMPOSITION DES CHLOROPHÉNOLS

Comme l'a mentionné Jones dans son édition de 1981, la préparation des CP conduit à plusieurs isomères. Ainsi, la production de 2, 4-DCP s'accompagne habituellement de la formation de 6-7 p. 100 de 2, 6-DCP. Cochrane *et al.* (1983) ont analysé dix échantillons de 2, 4-DCP, obtenus des fabricants, pour leurs teneurs en impuretés phénoliques chlorées. Les teneurs moyennes en composés phénoliques (extrêmes et moyennes) des échantillons s'établissaient comme suit: 2, 4-DCP (83,90-98,30, 92,24); 2, 6-DCP (1,40-9,18, 4,48); 2, 4, 6-TCP (0,53-3,23, 1,24); 2-CP (0,10-3,52, 1,09); 4-CP (0,05-1,19, 0,46); et 2, 4-dichloro-6-méthylphénol (N.D.-0,34, 0,07). Le 3-CP ne fut décelé dans aucun des échantillons de 2, 4-DCP. Au Canada, le 2, 4-DCP est principalement utilisé pour la production d'herbicides phénoxy. De faibles quantités des phénols libres, initialement présents dans le 2, 4-DCP, se retrouveront donc probablement dans les acides 2, 4-D, où ils accompagneront les acides dérivés de ces phénols libres; de là, elles pourront directement entrer dans l'environnement. Le chapitre 6, intitulé Voies de pénétration dans l'environnement, présente les données obtenues par Cochrane *et al.* (1983) sur la teneur en phénols libres des acides 2, 4-D.

À la suite du programme d'identification des impuretés phénoliques chlorées présentes dans le 2, 4-DCP de qualité technique utilisé au Canada, Agriculture Canada a mis en oeuvre prioritairement un programme semblable pour le PCP et le PCPNa techniques. Dans 14 échantillons de PCP techniques provenant de cinq fournisseurs, Lanouette et Cochrane (1983) ont décelé deux isomères de DCP, trois isomères de TTCP, et trois isomères de TTCP. D'après leurs teneurs, les principales impuretés étaient le 2, 4-DCP, le 2, 3, 5, 6-TTCP et le 2, 3, 4, 6-TTCP. Dans trois échantillons de PCPNa provenant d'un fournisseur unique, la seule impureté d'importance était le 2, 3, 4, 6-TTCP.

4 QUANTITÉS COMMERCIALES

Une des principales lacunes de l'édition de 1981 de Jones était le manque d'information sur les quantités de chlorophénol dans le commerce canadien. La figure 1 présente un diagramme de bilan-matières pour les chlorophénols au Canada. Les données utilisées proviennent en partie de rapports de Statistique Canada et d'Agriculture Canada, ainsi que du Council of Forest Industries de la Colombie-Britannique, consulté à cet effet. Autre importante source d'information: les *CPI Product Profiles*, publiés par Corpus Information Services Ltd., de Don Mills en Ontario. Enfin, le rapport Lamb, Guay, Inc. (1979) a servi de guide pour l'évaluation de la consommation canadienne de CP par les divers secteurs industriels. Par ailleurs, les déversements dans l'environnement et les chiffres de consommation sont étroitement reliés. Comme il existe très peu d'information sur les quantités de CP introduites dans l'environnement par les émissions atmosphériques, les effluents, et d'autres voies de passage reliées à la fabrication, au transport, au stockage et à des diverses utilisations de CP, les évaluations pour ces déversements, dans le cadre du présent supplément, et particulièrement à la figure 1, sont fondées sur les renseignements extraits d'un rapport de l'EPA (États-Unis), intitulé *Materials Balance for Chlorophenols: Level I - Preliminary* (Hall *et al.*, 1980).

L'estimation des quantités de CP circulant dans le commerce canadien (figure 1) a porté sur l'année 1981, soit juste avant le déclin de l'économie forestière canadienne, donc probablement juste avant une baisse de la consommation des CP. À la figure 1, les quantités estimatives de CP ne sont pas toutes additives pour n'importe quel secteur du commerce. Par exemple, on évalue à 4 000 t la quantité de PCP, TTCP et 2, 4-DCP produite au Canada, mais de ce total il faut soustraire les quantités de PCP et de TTCP qui sont utilisées pour produire les 864 t de sels de sodium de ces CP. De plus, il existe un grand nombre d'impondérables, comme la quantité de CP présente comme additifs des produits manufacturés, canadiens ou importés.

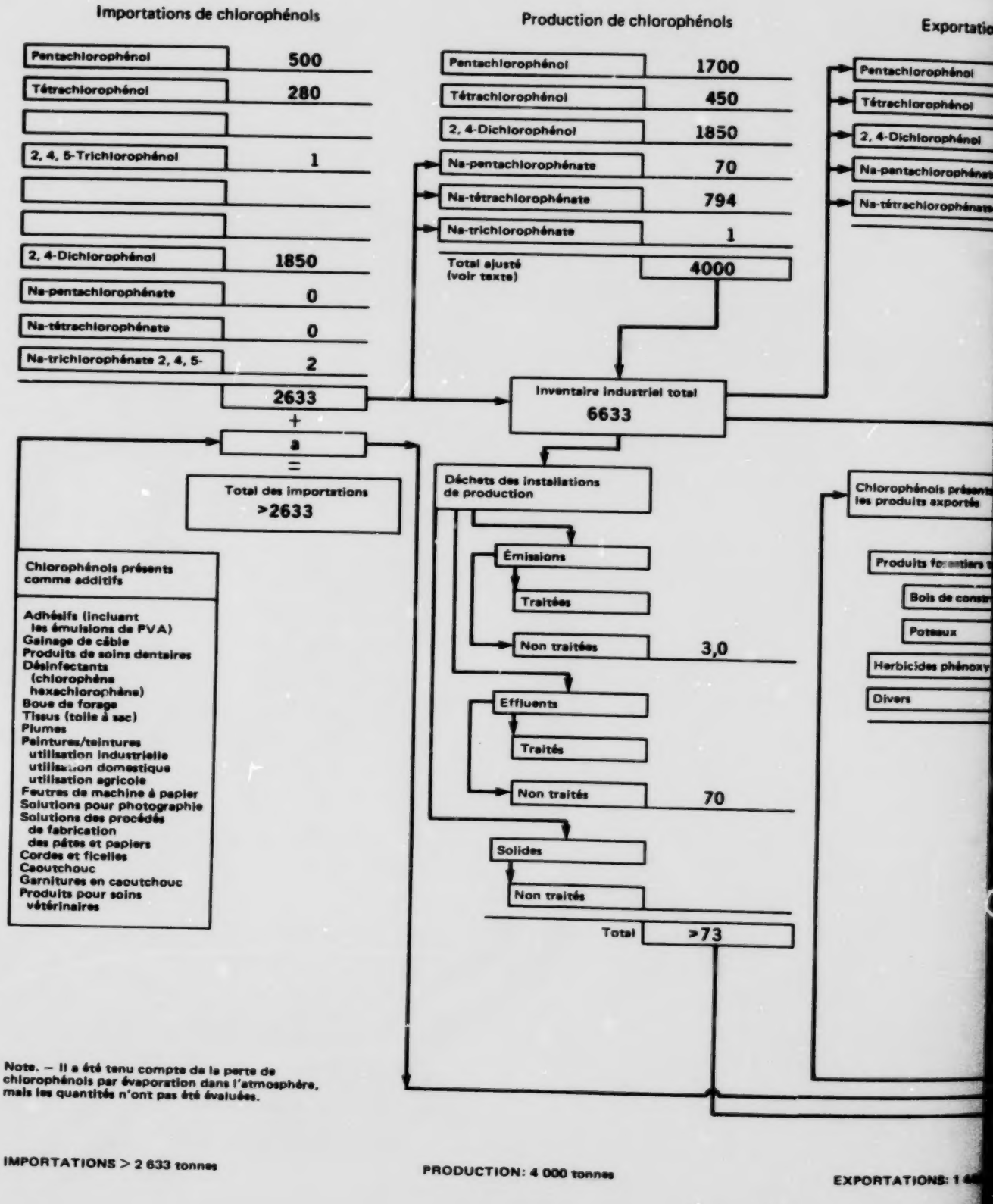
Il est fort possible que l'évaluation des quantités commerciales de CP au Canada (figure 1) ait donné des valeurs maximales. En effet, Lamb, Guay, Inc. (1979) a prévu que la consommation de CP pour le traitement des bois d'oeuvre et de construction déclinera pendant les prochaines années pour laisser la place à des procédés utilisant des sels en milieu aqueux, de l'arséniate de cuivre chromé (ACC) et de l'arséniate de cuivre ammoniacal (ACA). En plus de la diminution prévisible de l'emploi de CP pour la conservation du bois, il y aura probablement aussi déclin de l'utilisation des CP pour la protection du bois, c'est-à-dire pour la protection du bois contre les organismes s'attaquant à l'aubier, déclin qui sera dû à l'émergence de produits de remplacement.

Afin d'obtenir davantage d'information dans ce domaine, le Comité des contaminants de l'environnement EC-SBSC a proposé le 9 août 1979 qu'il serait bon de recueillir toute donnée utile concernant les CP. Pour appuyer cette proposition, la Division des données chimiques de la Direction du contrôle des contaminants (Service de la protection de l'environnement) a émis en 1980 cinq avis en vertu de l'article 4(1)b de la Loi sur les contaminants de l'environnement (LCE) à l'intention des fabricants, des fournisseurs et des utilisateurs industriels de CP, ainsi que des compagnies dont les produits à base de CP ont été enregistrés en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires. Les données recueillies concernaient les quantités de CP et de leurs sels de sodium en circulation dans le commerce au Canada pendant les années 1977-79. Une partie des renseignements fournis par les répondants l'a été à titre confidentiel, et la Loi n'ayant pas rendu nécessaire leur divulgation ils n'ont pas été publiés dans le présent rapport.

Figure 1

Bilan - produits pour les chlorophénols au Canada en 1981

(estimations en tonnes métriques pour les produits de qualité technique)

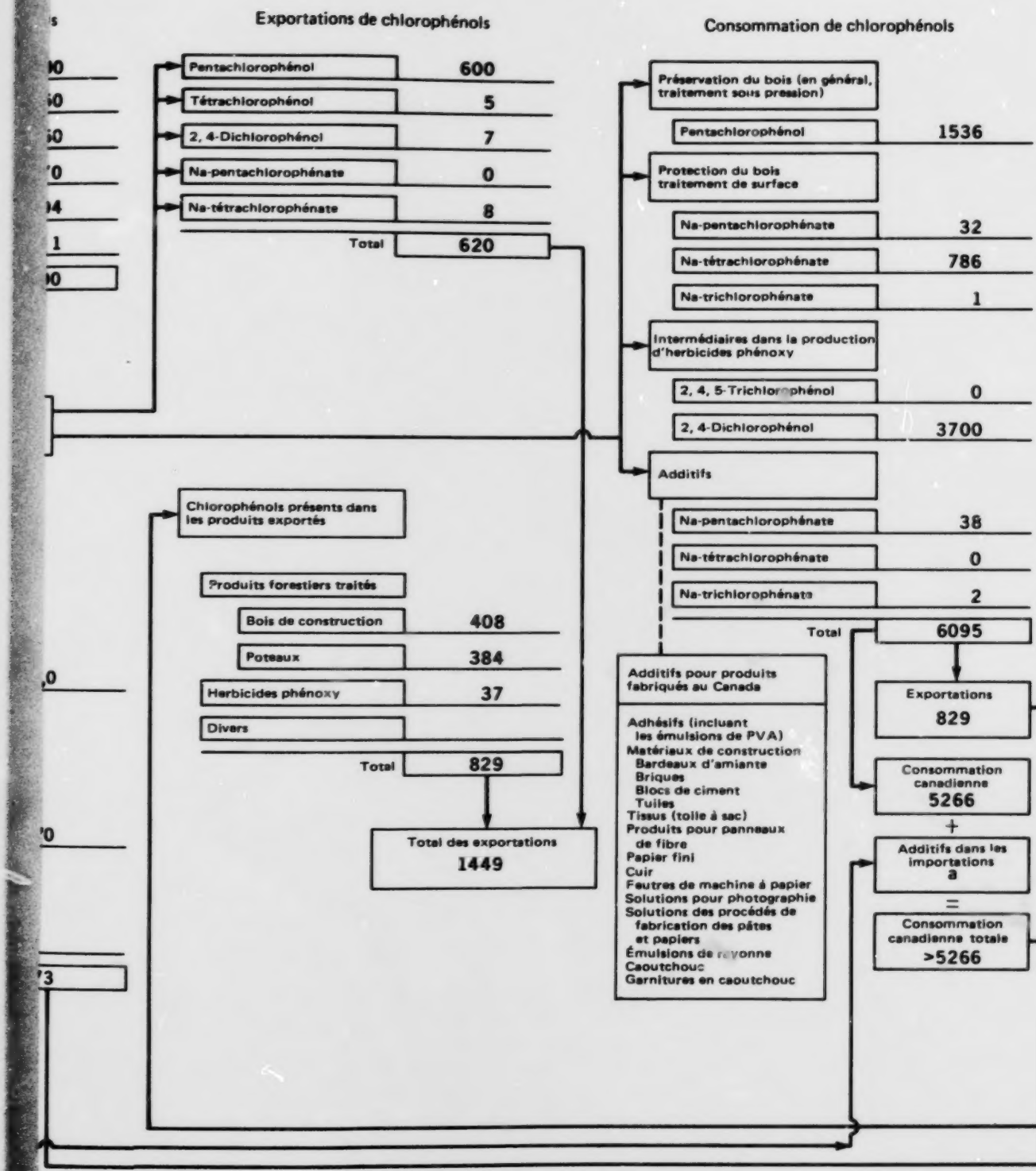


Note. – Il a été tenu compte de la perte de chlorophénols par évaporation dans l'atmosphère, mais les quantités n'ont pas été évaluées.

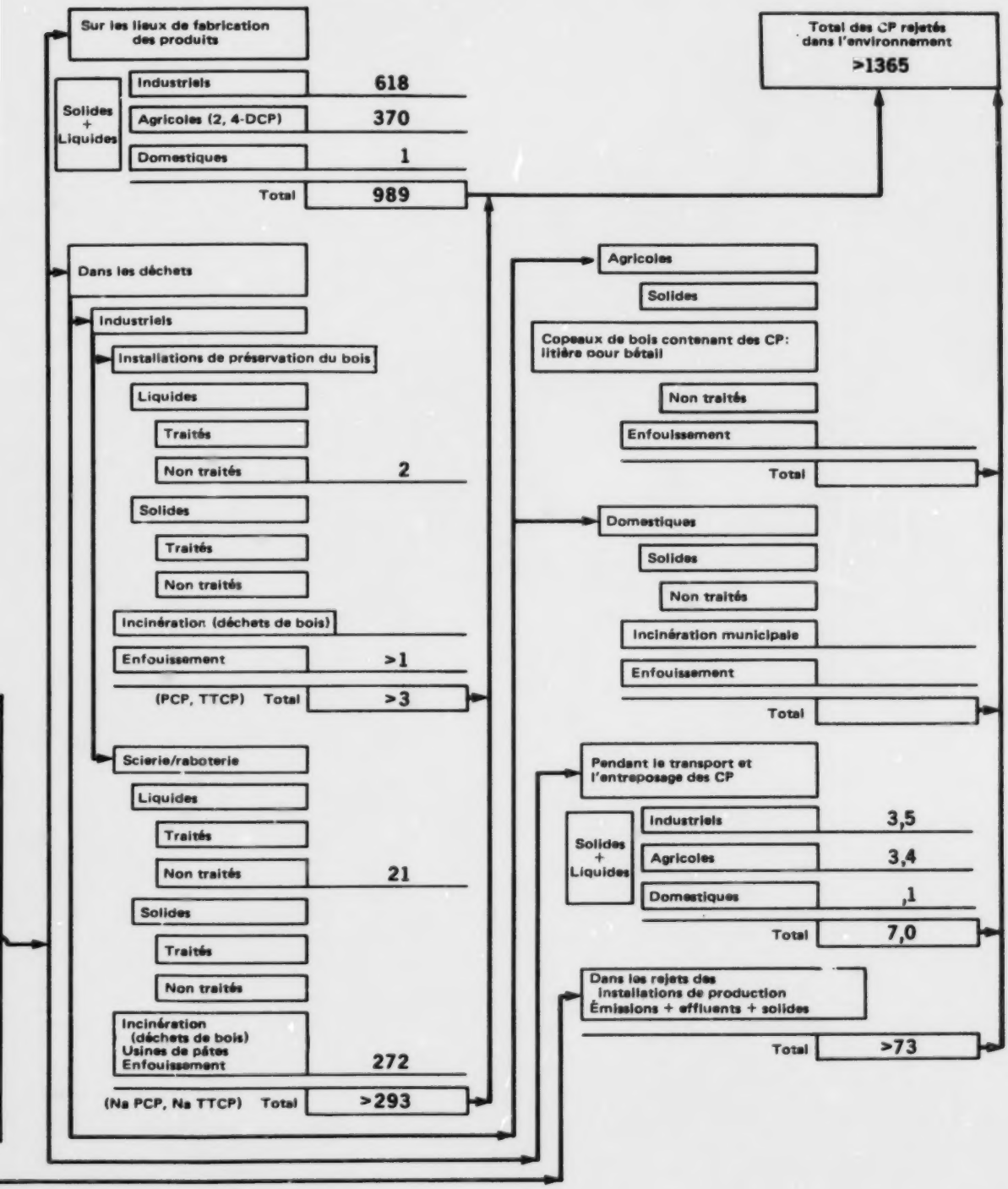
IMPORTATIONS > 2 633 tonnes

PRODUCTION: 4 000 tonnes

EXPORTATIONS: 1 4


Exportations de chlorophénols
Pentachlorophénol 600
Tétrachlorophénol 5
2, 4-Dichlorophénol 7
Na-pentachlorophénate 0
Na-tétrachlorophénate 8
Total 620
Chlorophénols présents dans les produits exportés
Produits forestiers traités
Bois de construction 408
Poteaux 384
Herbicides phénoxy 37
Divers
Total 829
Total des exportations 1449
Consommation de chlorophénols
Préservation du bois (en général, traitement sous pression)
Pentachlorophénol 1536
Protection du bois traitement de surface
Na-pentachlorophénate 32
Na-tétrachlorophénate 786
Na-trichlorophénate 1
Intermédiaires dans la production d'herbicides phénoxy
2, 4, 5-Trichlorophénol 0
2, 4-Dichlorophénol 3700
Additifs
Na-pentachlorophénate 38
Na-tétrachlorophénate 0
Na-trichlorophénate 2
Total 6095
Additifs pour produits fabriqués au Canada
Adhésifs (incluant les émulsions de PVA)
Matériaux de construction
Bardeaux d'amiante
Briques
Blocs de ciment
Tuiles
Tissus (toile à sac)
Produits pour panneaux de fibre
Papier fini
Cuir
Feutres de machine à papier
Solutions pour photographie
Solutions des procédés de fabrication des pâtes et papiers
Émulsions de rayonne
Caoutchouc
Garnitures en caoutchouc
Exportations 829
Consommation canadienne 5266
+
Additifs dans les importations à
=
Consommation canadienne totale >5266
EXPORTATIONS: 1 449 tonnes
CONSOMMATION > 5 266 tonnes

Rejets de chlorophénols dans l'environnement



REJETS > 1 365 tonnes

5 ANALYSES DES RÉSIDUS

Les diverses méthodes d'analyse des CP présents dans les milieux environnementaux ont été passées en revue dans l'édition de 1981 (Jones). La plupart de ces méthodes font appel à un ajustement du pH pour convertir les CP en formes non ionisées, à une première extraction dans un solvant organique, à une purification par extraction à contre-courant dans une base aqueuse, et enfin à la préparation de dérivés (habituellement par acétylation) avant l'analyse finale par cpg-dce (Fox, 1978; Rudling, 1980; Chau et Coburn, 1974). Certaines des méthodes d'analyse, récemment publiées, servant au dosage des CP sont brièvement examinées ci-dessous et résumées au tableau 1.

Tableau 1

Méthodes d'analyse pour le dosage des chlorophénols

Milieu(x)	Composé(s)	Méthode(s)	Source(s)
Eau	PCP	Dilution isotopique; cpg-sm de l'échantillon méthylé	Ingram, L.L., Jr. *et al.*, 1979
Eau	CP	Extraction au solvant; cpg-dce des acétates	Wegman, R.C.C. et A.W.M. Hofstee, 1979
Eau	CP	Technique colorimétrique circulaire	Buckman, N.G. *et al.*, 1983
Eau: eau de mer et eaux usées	CP	Adsorption/désorption; cpg-dce des acétates sur colonne capillaire de quartz	Renberg, L. et K. Lindstrom, 1981
Eau et eaux usées	PCP	Extraction au solvant; cpg-dce des acétates	Environnement Canada, Division de la lutte contre la pollution de l'eau, *Methods Manual*, 1979
Effluent d'usine de pâtes	CP	Acétylation sur place; extraction au solvant; cpg-dce des acétates	LaFleur, L. *et al.* 1981

Milieu(x)	Composé(s)	Méthode(s)	Source(s)
Matières en suspension et sédiments	CP	Extraction au solvant; cpg-dce des acétates	Eder, G. et K. Weber, 1980
Cendres volantes	PCP TTCP TCP	Extraction au solvant; cpg-dce et cpg-sm	Eiceman, G.A. *et al.*, 1979
Urine	CP	Adsorption/désorption sur XAD-4; analyse directe cpg-dce	Edgerton, T.R. *et al.*, 1980
Tissus, oeufs et sérum	PCP TTCP	Extraction, adsorption et désorption; analyse cpg avec détecteur de conductivité Coulson	Mundy, D.E. et A.F. Machin, 1981
Pommes de terre: tubercules et tiges	2, 4-DCP et 2, 4-D	Extraction, adsorption et désorption; analyse par cpg avec détecteur de conductivité Coulson	Bristol, D.W. *et al.*, 1982
PCP commercial tissus biologiques	PCP TTCP	Distillation à la vapeur; extraction; analyse par sm à ionisation chimique négative	Kuehl, D.W. et R.C. Dougherty, 1980

Parmi les récentes améliorations dans les méthodes d'analyse, on peut citer l'isolement et la concentration des CP dans l'urine hydrolysée, grâce à une résine macroréticulaire, suivis de cpg-dce directes sur des colonnes avec support polaire (Edgerton *et al.*, 1980), de l'isolement et de la concentration à partir d'échantillons d'eau par une méthode d'adsorption/désorption utilisant une cartouche de gel de silice modifiée à l'octadécyle en phase inversée, d'une acétylation aqueuse et de cpg-dce avec capillaires de quartz (Renberg et Lindstrom, 1981). Récemment, plusieurs documents ont été publiés sur des systèmes de détection autres que la cpg-dce. Parmi ces systèmes, on peut citer la cpg-sm (Ingram *et al.*, 1979; Eiceman *et al.*, 1979), la cplhp associée à des détecteurs spectrophotométriques (Mundy et Machin, 1981; Ugland *et al.*, 1981) et la cpg avec conductivité de Coulson (Bristol *et al.*, 1982), ou les détecteurs à ionisation de flamme (van Rossum et Webb, 1978). Comme plusieurs des rapports mentionnés précédemment font état de

difficultés pour la séparation totale des isomères, il est intéressant de noter qu'Ungland *et al.* (1981) ont réussi à séparer les 18 isomères de CP grâce à la cplhp sur une colonne C_{18}.

Lamour (1982) a publié une méthode pour le dosage du PCP dans le fuel-oil, utilisée par l'industrie de la conservation du bois, c'est-à-dire dans un fuel-oil renfermant de 1,7 à 4 p. 100 de PCP en poids. Cette méthode fait appel à une purification sur une colonne d'absorption à gel de silice, suivie de l'analyse par cpg de la fraction PCP sur une colonne de NPGS et d'acide phosphorique, ou encore de la fraction de PCP méthylé sur une colonne QF-1.

Schonhaber *et al.* (1982) ont comparé deux méthodes, soit la cplhp et la cpgl, pour le dosage du PCP dans les champignons. Les deux méthodes donnaient des résultats concordants. La distillation à la vapeur de la fraction acidifiée a permis d'éliminer toute interférence en séparant le PCP des composés végétaux présents dans les champignons. Avec le système cplhp, Schonhaber *et al.* (1982) ont réussi à obtenir une limite de détection de 0,5 µg de PCP/kg (poids frais) de champignon grâce à l'utilisation d'un éluant à faible absorption dans l'UV et d'une longueur d'onde de détection de 220 nm. Une limite de détection du même ordre fut obtenue par cpg du PCP sous forme d'acétate.

Butte *et al.* (1983) ont décrit une méthode pour le dosage du PCP et des TTCP dans des échantillons de sédiments et de palourdes provenant de bas-fonds boueux marins qui avaient reçu un effluent contenant du PCP, déversé par une usine de papier de 1965 à 1978. Des échantillons de sédiments et de palourdes, préalablement traités par lyophilisation, furent soumis à une extraction au toluène en milieu acide, les CP étant ensuite extraits dans une solution méthanol-eau d'hydroxyde de triéthylsulfonium. Lorsque la phase méthanol-eau est injectée dans un cpg, il se produit une éthylation pyrolytique avec formation d'éthers éthyliques de PCP et de TTCP, qui sont ensuite séparés dans des colonnes capillaires de quartz, et décelés à l'aide d'un détecteur à capture d'électrons. Le 2, 4, 6-tribromophénol fut employé comme étalon interne. Étant donné que cette méthode n'a pas permis de séparer les 2, 3, 4, 6- et 2, 3, 5, 6-TTCP, les taux de récupération furent calculés pour le 2, 3, 5, 6-TTCP. Les taux de récupération du PCP et des TTCP variaient entre 70 et 90 p. 100 ou 80 et 100 p. 100 - les taux supérieurs étant obtenus lorsque l'hydrolyse acide des échantillons était effectuée avant l'extraction au toluène. La méthode utilisée par Butte *et al.* (1983) ne nécessitait aucune évaporation ni étape de purification chromatographique. Les auteurs ont observé que les 2, 3, 4, 5- et 2, 3, 5, 6-TTCP peuvent être formés dans des conditions anaérobies à partir du PCP, et que le 2, 3, 4, 6-TTCP est une impureté technique présente dans le PCP. Les teneurs en

2, 3, 4, 5-TTCP des sédiments variaient de 23 à 32 µg/kg, et chez les palourdes de 0,5 à 46 mg/kg (poids sec dans les deux cas); par contre, les 2, 3, 5, 6/2, 3, 4, 6-TTCP ne dépassaient pas les limites de détection (environ 500 ng/kg et 25 µg/kg pour les CP respectivement dans les sédiments et chez les palourdes).

Fox et Joshi (1983) ont analysé par cpg/dce des CP présents dans des échantillons environnementaux prélevés en 1978 dans la région de la baie de Quinte (est de l'Ontario). Le PCP utilisé dans une usine de préservation du bois, laquelle constituait une source ponctuelle de CP dans la zone d'étude, contenait des TTCP comme impuretés. La valeur nominale du rapport TTCP/PCP du PCP technique utilisé à l'usine était de 0,12. Avec le système cpg-dce et la colonne garnie habituellement employée, Fox et Joshi (1983) furent incapables de séparer le 2, 3, 4, 6-TTCP du 2, 3, 5, 6-TTCP. L'analyse par cpg avec capillaires à haut pouvoir de séparation montra cependant que le 2, 3, 4, 6-TTCP constituait généralement plus de 80 p. 100 de la quantité totale de TTCP.

Warren *et al.* (1982) ont conçu une méthode pour l'échantillonnage du PCP et des TTCP dans l'air à l'aide de tubes de prélèvement à gel de silice, avec désorption au benzène et analyse directe par cpg-dce. Avec quatre techniques différentes, les auteurs obtinrent, preuves à l'appui, des taux de prélèvement et de désorption d'au moins 90 p. 100 pour le PCP.

Une méthode d'analyse fut mise au point par Fullerton *et al.* (1982) pour doser le PCP dans des copeaux de bois et dans du carton, ces produits dérivés du bois étant utilisés comme litière pour les animaux de laboratoire et le bétail. Le PCP fut isolé par partage liquide-liquide. L'acétate de pentachlorophényle était obtenu par acétylation à l'aide de pyridine et d'anhydride acétique, suivie de fractionnement dans l'hexane en vue de l'analyse cpg-dce. Les taux de récupération moyens à partir de copeaux de bois additionnés de cinq quantités différentes de PCP se chiffraient à 83 p. 100 avec un écart type de ± 6 p. 100. Le dosage du PCP présent dans 86 échantillons de copeaux de bois, vendus dans le commerce comme litière entre 1977 et 1981, donnait des teneurs résiduelles de 5 à 240 p.p. milliard de PCP.

Un système d'analyse mis au point par Lee *et al.* (1984) afin de doser le PCP présent dans le suif a permis de surmonter les problèmes d'interférence rencontrés avec ce type d'échantillon. L'utilisation de ce nouveau système a permis d'obtenir une récupération complète et d'abaisser (10 x) la limite de détection du PCP dans ce milieu à 1 p.p. milliard. La méthode utilise la chromatographie par perméation sur gel automatisée; le diazométhane permet ensuite d'obtenir des dérivés avec certaines fractions ainsi séparées; suit le fractionnement final sur Florisil avant l'analyse cpg-dce.

Cochrane *et al.* (1983) ont analysé des échantillons de 2, 4-D et de 2, 4-DCP en vue de détecter des impuretés phénoliques chlorées, par cplhp avec un détecteur électrochimique qui était de 5 à 10 fois plus sensible, selon la nature du CP, qu'un détecteur UV. De la même façon, la cplhp avec un détecteur électrochimique (mode coulométrique) était de 10 à 50 fois plus sensible qu'un détecteur UV pour le dosage d'impuretés phénoliques chlorées dans du PCP technique (Lanouette et Cochrane, 1984).

6 VOIES DE PÉNÉTRATION DANS L'ENVIRONNEMENT

Les CP peuvent pénétrer dans l'environnement car ils sont utilisés en agriculture, dans l'industrie et à des fins domestiques; de plus, ils peuvent être générés dans l'environnement de diverses manières. Crosby (1982) a caractérisé quelques voies possibles, comme le métabolisme de pesticides communs, par ex. l'hexachlorobenzène et le pentachloronitrobenzène, et la chloration pendant le traitement de l'eau.

Comme on l'a mentionné, une des voies de pénétration des CP dans l'environnement découle de l'application de pesticides agricoles qui donnent des CP pendant leur dégradation ou qui renferment des CP à l'état libre sous forme d'impuretés. Les herbicides phénoxy à base de 2, 4-D constituent un très bon exemple.

Cochrane *et al.* (1983) ont dosé les phénols libres de 13 échantillons d'acide 2, 4-D, obtenus auprès de fabricants. Ces analyses ont donné pour les phénols libres (pourcentages extrêmes et moyens) les résultats suivants: 2, 4-DCP (0,004-1,45; 0,19); 2, 6-DCP (0,001-0,048; 0,01) 2, 4, 6-TCP (0,001-0,14; 0,02); 2-CP (0,0004-0,004; 0,001) et 4-CP (0,0004-0,005; 0,001). Il fut impossible de déceler deux autres phénols libres recherchés, soit le 3-CP et le 2, 4-dichloro-6-méthylphénol. Les CP décelés dans des formulations suédoises d'herbicides phénoxy, à savoir 2, 4-D, MCPA, dichlorprop et mécoprop, comprenaient les composés 2-CP, 4-CP, 2, 4-DCP, 2, 6-DCP, 2, 4, 6-TCP et 2-méthyl-4-CP, le tout représentant environ 1 p. 100 de la formulation des herbicides (Akerblom et Lindgren, 1983).

Une étude a été entreprise en 1979 dans les secteurs du lac Wood et du lac Kalamalka dans la vallée de l'Okanagan en Colombie-Britannique pour déterminer la persistance et la migration de résidus d'acide 2, 4-dichlorophénoxyacétique (2, 4-D), d'ester de 2, 4-D et de butoxyéthanol (2, 4-D BEE) et de 2, 4-DCP (Bothwell et Daley, 1981). Le 2, 4-D BEE sur granules de bentonite a été utilisé pour traiter les lacs, d'abord en 1976, puis à grande échelle en 1977 et 1978, afin d'éliminer le mille-feuille aquatique. En 1979, des travaux de recherches dans le lac Wood ont montré que la présence décelable de 2, 4-DCP, produit de dégradation du 2, 4-D BEE, dans les sédiments du lac, à une profondeur de 0-2 cm, se limitait à une période <77d, avec des teneurs maximales en 2, 4-DCP (≃ 0,7 µg/g) entre le onzième et le dix-neuvième jour après le traitement. Le 2, 4-D BEE a été appliqué à un taux de 22-45 kg de granules à 20 p. 100/ha, selon la profondeur de l'eau. L'eau du lac avait un pH d'environ 8. Le dosage du 2, 4-DCP présent dans les sédiments consistait en extraction à la vapeur, suivi d'injection directe dans un cpg sans fractionnement préalable.

Les taux de récupération à partir d'échantillons additionnés de ces composés étaient de 75-76 p. 100 (coefficient de variation de 2,9 p. 100).

D'autres preuves expérimentales de la présence de quantités limitées de 2, 4-DCP dans des échantillons de l'environnement après l'application d'herbicides 2, 4-D phénoxy ont été obtenues par des chercheurs du National Water Research Institute. Scott *et al.* (1982) ont traité des bassins extérieurs, d'une surface de 15 x 7,5 m et d'une profondeur de 2,5 m, à l'aide de formulations d'ester et d'amine de 2, 4-D de façon à obtenir une teneur initiale d'environ 1,5 mg de 2, 4-D/l. Grâce à une méthode d'extraction simultanée récemment mise au point, et à l'analyse d'échantillons d'eau, de sédiments et de matières solides par cpg-dce, ils réussirent à prouver, avec un taux de récupération de presque 100 p. 100, la présence de 2, 4-DCP à des teneurs proches des limites de détection, c'est-à-dire à l'état de traces ou de quelques p.p. milliard, dans les échantillons jusqu'au 125e jour après le traitement.

À partir de ces résultats expérimentaux, on put conclure que la quantité de 2, 4-DCP déversée dans un milieu aquatique, à la suite de l'application d'un herbicide 2, 4-D phénoxy, n'avait pas de conséquences graves pour l'environnement.

Aux fins d'identification d'éventuelles sources industrielles des CP retrouvés dans l'environnement, plusieurs usines, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, firent l'objet en 1980 d'une étude portant sur les CP (MacKnight et LeBlanc, 1981). Le tableau 2 présente les résultats de dosage de certains CP présents dans des échantillons d'effluents finals d'usines, d'étangs et d'égouts.

Les usines de traitement du bois pour sa conservation sont de grands consommateurs de PCP (figure 1). Les teneurs en PCP des effluents de ces usines ne constituent pas un indicateur des quantités de PCP pénétrant dans l'environnement à partir de ces sources ponctuelles, comparativement à d'autres secteurs qui utilisent ou produisent des CP (tableau 2). Fox et Joshi (1983), lors d'une étude portant sur la présence de CP dans un milieu aquatique en aval d'une usine de traitement du bois, observèrent que les CP provenaient non pas de l'effluent de l'usine, mais de poteaux et de bois d'oeuvre déjà traités et entreposés sur des terrains de stockage d'où le PCP était entraîné par les eaux de ruissellement.

Paasivirta *et al.* (1980) ont montré que les CP et les composés apparentés caractérisés dans les sédiments et les biocénoses de la chaîne alimentaire de lacs du centre de la Finlande, échantillonnés en 1978, provenaient de résidus du blanchiment des pâtes au chlore et de déchets du traitement de conservation du bois. Des six composés que les

chercheurs avaient décelés, le 2, 4, 6-TCP, le 4, 5, 6,-trichloroguaïacol et le tétrachloroguaiacol provenaient d'usines de pâtes, alors que le 2, 3, 4, 6-TTCP, le PCP et le tétrachlorocatéchol avaient comme source les opérations de traitement du bois; en outre, chacun de ces composés était à la fois mobile et persistant dans l'environnement. Voici, par exemple, les teneurs en trois CP de la couche superficielle de 2 cm de sédiments, d'un site d'échantillonnage situé à 5 km en aval d'une usine de pâtes: le 2, 4, 6-TCP, le 2, 3, 4, 6-TTCP et le PCP, décelés dans cinq échantillons, atteignaient respectivement 27,7 ± 17,2 (écart type), 50,1 ± 17,5 (écart type), et 9,48 ± 3,02 (écart type) ng/g (poids sec).

Dans le cadre du suivi d'un programme d'échantillonnage de 1978, Paasivirta *et al.* (1983) ont rééchantillonné les sédiments et les biocénoses des mêmes emplacements en 1980 et 1981. Les résidus de 2, 4, 6-TCP et de guaïacols chlorés, composés qui avaient été analysés dans les échantillons de brochet, *Esox lucius*, prélevés en 1978 à 5 km en aval de l'usine de pâtes, n'atteignaient pas la limite de détection (0,2 ng/g poids humide) dans les échantillons de brochets prélevés en 1981 aux mêmes endroits. La diminution était attribuable aux facteurs suivants: 1) plus grande utilisation d'hypochlorite dans le procédé de blanchiment au chlore; 2) plus grand débit d'eau au point de déversement de l'effluent de l'usine. Pour chacune des trois années, les échantillons de brochets contenaient des résidus quantifiables de 2, 3, 4, 6-TTCP et de PCP, tous deux reliés au procédé de conservation du bois.

Le risque de déversement de CP dans l'environnement, en raison de leur utilisation dans l'industrie canadienne des pâtes et papier, a été sensiblement réduit par le retrait temporaire des produits à base de CP employés comme slimicides dans les opérations des usines de pâtes et papier (circulaire T-1-229 d'Agriculture Canada au secteurs commerciaux (Jones, 1981, annexe 10)). Bien qu'il soit moins utilisé, le PCPNa peut encore être employé par l'industrie des pâtes et papier comme agent de préservation dans les usines de pâtes, pour les feutres des machines à papier, et comme agent de protection pour le papier fini et le carton dur (Jones, 1981). Nitka *et al.* (1982) ont observé que si des CP étaient présents dans les pâtes du procédé acide ils seraient adsorbés sur la fibre de pâte de bois non blanchie; mais leurs études ont montré que les CP seraient rapidement libérés des fibres par désorption dès que le pH d'un circuit du procédé atteindrait 8-9 à l'entrée du système de traitement des déchets. Dans un circuit de procédé neutralisé à pH 7, la quantité de CP libérée par les fibres de pâte serait sans doute proportionnellement moindre.

Les stations d'épuration des eaux (SEE) des municipalités ont été et demeurent une voie de pénétration secondaire des CP dans l'environnement. En 1978, des échantillons de l'effluent final de SEE du triangle Toronto, Hamilton, Waterloo/Kitchener avaient des teneurs en PCP de l'ordre de quelques p.p. milliard (Jones, 1981). Plus récemment, des échantillons d'effluent et de boues primaires, prélevés en 1979-81 dans des SEE de Colombie-Britannique, de la région de la rivière St. Clair en Ontario, et de Nouvelle-Écosse, contenaient tous quelques p.p. milliard de 2-CP, 2, 4-DCP, 2, 4, 6-TCP et PCP (Environnement Canada, 1982).

Une question délicate se posait: le PCP présent dans les échantillons environnementaux provenait-il du PCP commercial ou se formait-il par dégradation d'autres composés, comme l'hexachlorobenzène (HCB)? Kuehl et Dougherty (1980) ont utilisé la spectrométrie de masse avec ionisation chimique négative (icn) pour analyser les CP dans des échantillons de l'environnement. À partir des résultats de leurs analyses, ils ont pu conclure que le rapport TTCP/PCP dans ces échantillons pourrait servir de marqueur chimique pour le PCP provenant de sources commerciales, du fait que le TTCP est habituellement présent à l'état d'impureté dans le PCP du commerce.

Tableau 2

Teneurs en chlorophénols (mg/l) d'effluents d'usines et d'étangs au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse en 1980

Secteur industriel	N[1]	N[2]	Chlorophénols							
			2, 4-DCP		2, 4, 6-TCP		2, 3, 4, 6-TTCP		PCP	
			N[3]	TM (µg/l)	N[3]	TM (µg/l)	N[3]	TM (µg/l)	N[3]	TM (µg/l)
Raffineries de pétrole	4	5	4	100,3	2	1,09	1	0,89	2	0,51
Usines de pâtes et papier	5	8	4	5,59	2	147,8	2	37,2	7	5,92
Usines de textiles	1	1	1	1,72	0		0		0	
Usines de traitement (conservation) du bois	1	1	0		0		1	0,11	1	0,28
Générateurs thermo-électriques alimentés au mazout	5	8	4	16,12	1	0,48	1	0,16	4	0,87
Installations de lavage du charbon	3	3	3	3,53	0		0		2	0,79
Mines de charbon	2	2	1	1,40	0		0		1	1,03
Fours à coke	1	1	1	3,44	1	3,28	1	1,0	1	1,70
Manufactures de tapis	1	1	1	5,30	1	4,65	1	1,25	1	2,88
Fonderies de plomb	1	1	0		0		0		0	
Usines chimiques	2	3	1	3,67	2	6,04	2	0,66	2	1,73
Usines de pneus	1	1	1	90,98	1	4,32	1	0,54	1	1,13

N[1]: nombre d'emplacements. N[2]: nombre d'échantillons. N[3]: nombre d'échantillons dont la teneur en CP > 2 fois la limite de détection. TM: teneur maximale (µg/l) en CP décelée. Remarque.- Le pourcentage de récupération et la limite de détection (µg/l) en équivalent d'anisoles chlorés dérivés s'établissaient comme suit: 2, 4-DCP, 70/0,10; 2, 4, 6-TCP, 79/0,08; 2, 3, 4, 6-TTCP, 84/0,05; PCP, 90/0,07.

Les données ci-dessus sont tirées de MacKnight et LeBlanc (1981).

7 TENEURS ET STABILITÉ DANS L'ENVIRONNEMENT

Le rapport exhaustif sur les teneurs en CP dans l'environnement canadien, présenté par Jones (1981), a montré que les CP, et en particulier le PCP, étaient omniprésents dans cet environnement. Nous indiquons ici d'autres données plus récentes sur les teneurs en CP mesurées dans des échantillons environnementaux.

Fox (1983) a décelé, en 1982, 10 ng de PCP/l d'eau de pluie recueillie près du Centre technique des eaux usées, du Centre canadien des eaux intérieures à Burlington (Ontario).

En Ontario, en 1980, 10 truites de lac (872-2356 g) du bassin oriental du lac Ontario (île Main Duck) et 11 truites de lac (1543-3226 g) du bassin occidental (Port Credit) ont été l'objet d'analyses visant à doser le PCP qu'elles contenaient. Ce composé était présent à des teneurs supérieures à la limite de détection de 0,5 µg/kg chez cinq truites, toutes du bassin occidental, à savoir 2, 3, 5, 10 et 11 µg/kg (poids humide) (Niimi, 1982).

Fox et Joshi (1983) ont dosé les CP présents dans des échantillons environnementaux de milieux comme pellicule d'eau de surface, la colonne d'eau, les sédiments superficiels, les sédiments de fond et les biocénoses, prélevés sur 87 km le long de la baie de Quinte. Une usine de préservation du bois, source ponctuelle de CP, est située sur la rivière Trent, au fond de la baie. Les teneurs en PCP et en TTCP (2, 3, 4, 6- et 2, 3, 5, 6-) de la pellicule de surface et de la colonne d'eau étaient de l'ordre de quelques p.p. milliard (1-6 p.p. milliard) dans les échantillons prélevés au voisinage de la source ponctuelle, la teneur diminuant de façon irrégulière à mesure qu'on s'éloignait de la source. En outre, lorsque la distance à la source augmentait, les teneurs en PCP diminuaient plus vite que les teneurs en TTCP, ce qui augmentait progressivement le rapport TTCP/PCP. Les auteurs ont observé que le rapport TTCP/PCP à la source, soit 0,2/1, était proche de la valeur nominale, soit 0,12/1, du rapport de ces composés dans le produit commercial utilisé à l'usine de préservation du bois. Les biocénoses de l'un des endroits de la zone étudiée, à environ 25 km de la source ponctuelle, avaient des teneurs de 1-260 p.p. milliard en PCP, et de N.D. à 40 p.p. milliard en TTCP (2, 3, 4, 6- + 2, 3, 5, 6-). Des sections de carottes de sédiments révélaient aux auteurs que le PCP et les TTCP s'accumulaient par dépôt de particules sur lesquelles étaient adsorbés les CP. Fox et Joshi (1983) ont montré que le rapport PCP/TTCP dans les sédiments, sur une période de mesure correspondant à 29 années de sédimentation, était remarquablement constant, en dépit d'une diminution sensible de la teneur en CP parallèlement à l'augmentation de la profondeur dans les sédiments. D'après les auteurs, la diminution progressive de la quantité de CP avec la

profondeur peut être due à une lente dégradation en milieu anaérobie, le rapport PCP/TTCP relativement constant étant attribuable à une production croissante de l'usine de traitement du bois au cours des années.

Un rapport de 1981 du Comité d'étude Canada-Ontario pour la rivière Niagara indiquait les teneurs en CP observées chez 20 jeunes baveux de l'année ramassés en 1979 à Niagara-on-the-Lake, sur le lac Ontario, et à Centre Creek, sur le lac Érié. Le PCP et le 2, 4, 6-TCP étaient présents dans les échantillons des deux endroits, à des teneurs maximales respectives de 28 et 33 ng/g (poids humide, poisson entier), mais le 2, 4, 5-TCP, dont la teneur maximale atteignait 22 ng/g, ne pouvait être décelé que chez les baveux de Niagara-on-the-Lake.

À Niagara Falls (New York), le DCP et le TCP furent décelés dans les eaux de surface et les sédiments; ils provenaient de points de décharge de produits chimiques, voisins de la rivière Niagara, près de l'Île Grand. Les teneurs maximales en DCP total et en TCP total des sédiments se chiffraient respectivement à 2 ppm et à 5 ppm (Elder *et al.*, 1981).

Dans le sud des États-Unis, Murray *et al.* (1981) dosèrent le PCP présent dans des échantillons d'eau, de sédiments et de biocénoses du San Luis Pass, estuaire situé dans la baie de Galveston au Texas. Les teneurs en PCP des échantillons d'eau atteignaient 11 ng/l; dans les sédiments, des teneurs allant jusqu'à 0,26 ng de PCP/g (poids sec) furent décelées. Des biocénoses marines, comprenant la plie, le fondule à long nez, la crevette grise, le crable bleu et le calmar, contenaient jusqu'à 17 ng de PCP/g (poids humide). Antérieurement, Murray *et al.* (1980) avaient signalé des teneurs en PCP atteignant 8,3 ng/g (poids humide) chez des huîtres de la baie de Galveston.

Depuis 1976, les CP ont fait l'objet d'une surveillance étroite dans les eaux de surface et les sédiments des principales rivières traversant les Pays-Bas et utilisées par l'industrie, comme le Rhin, le Boven Merwede, l'Ijssel et la Meuse, ainsi que le lac Ketelmeer où se déposent les sédiments du Rhin. Les CP que l'on retrouvait le plus souvent dans les eaux du Rhin comprenaient les produits suivants: 2, 6-DCP; 2, 4, 6-TCP; 2, 3, 4, 6-TTCP; PCP (Wegman et Hofstee, 1979). Parmi les CP dont la présence dans les sédiments du lac Ketelmeer atteignait une fréquence de 100 p.100, il y avait le 2, 5-DCP, les 2, 3, 5- et 2, 4, 5-TCP, les 2, 3, 4, 5- et 2, 3, 4, 6-TTCP ainsi que le PCP (Wegman et van den Broek, 1983). Le programme de surveillance des CP permit de déterminer que la rivière Nieuwe Maas près de Rotterdam, zone très industrialisée, était l'endroit où se retrouvaient les sédiments ayant les plus fortes teneurs en CP.

Eder et Weber (1980) ont dosé les CP présents dans des échantillons de sédiments humides, de matières solides en suspension et d'eau de l'estuaire de la Weser. Lors des mêmes recherches, Eder (1980) a montré que la source du 2, 4, 5-TCP était l'herbicide phénoxy 2, 4, 5-T, également décelé dans les sédiments, à une teneur de 10,6 ng/g. D'après Eder et Weber (1980), il existerait une corrélation positive entre la teneur en CP et la capacité de retenu d'eau des sédiments. Toujours d'après les mêmes auteurs, les sédiments en suspension n'interviendraient que de façon mineure dans le transport latéral des CP, même dans les eaux très turbulentes des estuaires. Pierce et Victor (1978), comme il a été mentionné dans Jones (1981), ont observé qu'en dépit du fait que les sédiments en suspension pouvaient contenir moins de PCP que la colonne d'eau (autrement dit, quantité de PCP particulaire par rapport à quantité de PCP dissous), les sédiments en suspension jouaient un rôle important dans le transport vertical du PCP jusqu'aux sédiments.

Jones (1981, 5.3) signalait le manque d'information sur les teneurs en CP de l'air. Un document avait été négligé, soit celui de Cautreels *et al.* (1977), qui présentait les résultats d'analyses de la fraction organique de particules solides atmosphériques en deux endroits: dans les montagnes au-dessus de La Paz, capitale de la Bolivie, à une altitude de 5 200 m, et dans la zone résidentielle d'Antwerp, en Belgique. Deux échantillons provenant de la station bolivienne contenaient 0,93 et 0,25 µg de PCP/1 000 m^3, alors que les teneurs des quatres échantillons d'Antwerp allaient de 5,7 à 7,8 µg de PCP/1 000 m^3.

8 MÉTABOLISME

8.1 Milieu aquatique

8.1.1 Biocénoses. - Kobayashi (1978, 1979) a étudié et résumé l'ensemble du métabolisme du PCP chez des poissons et des crustacés. Ce chercheur, avec l'aide de ses collaborateurs, a obtenu des résultats extrêmement utiles dans ce domaine en se servant du poisson doré, *Carassius auratus*, comme sujet d'expérience (Jones, 1981, annexe 5, 5.2.1.1). Les principaux points à retenir de ces travaux de recherches peuvent être résumés comme suit:

1) Le PCP était rapidement absorbé par le poisson doré et se bioconcentrait dans divers organes, particulièrement dans la vésicule biliaire: un facteur de bioconcentration de plus de 5 000 put être calculé à partir des teneurs observées dans les milieux et des teneurs de la vésicule biliaire après une exposition de 24 h à du PCP (^{14}C), suivie d'un séjour de 24 h dans de l'eau courante.
2) L'excrétion de PCP par le poisson était très rapide et elle consistait le plus souvent en un produit conjugué, le pentachlorophénylsulfate.
3) L'activité enzymatique responsable de la conjugaison, et par conséquent de la détoxication des phénols, diminuait à mesure que la substitution par Cl dans le noyau phénolique augmentait, ce qui revient à dire que l'activité enzymatique la plus faible était liée au PCP. Parallèlement, le PCP donnait le facteur de bioconcentration le plus élevé, 475, alors que celui du 2-CP n'était que de 6,4. Ces facteurs de bioconcentration furent obtenus chez des poissons qui étaient morts après exposition à 0,2 ppm de PCP et à 20 ppm de 2-CP au cours de tests sur la teneur létale 50 pour 24 h avec chacun de ces composés. Le CP le plus toxique pour le poisson doré a été le PCP avec une teneur létale 50 pour 24 h de 0,27 ppm, comparativement à 16 ppm pour le 2-CP.
4) La majeure partie du PCP décelé dans la vésicule biliaire était le composé conjugué pentachlorophényl-β-glucuronide.
5) L'élimination directe du PCP par le poisson se faisait surtout par les branchies et les reins. Plus de 95 p. 100 du PCP excrété par les reins l'était sous forme de pentachlorophénylsulfate.
6) L'exposition préalable du poisson à des teneurs sublétales en PCP augmentait à la fois la résistance de l'animal au PCP et son activité de conjugaison en sulfate.

Rao *et al.* (1981) ont montré que l'élimination du (^{14}C) PCP chez la crevette *Palaemonetes pugio* se faisait par des voies métaboliques semblables à celles que l'on

retrouve chez le poisson doré, et s'accompagnait de méthylation (formation d'anisole), de conjugaison en glucuronide, et de déchloration.

Les taux d'absorption et d'élimination du 2, 4, 5-TCP chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) sont comparables à celles du PCP. Call *et al.* (1980) ont observé une rapide absorption du (^{14}C) 2, 4, 5-TCP chez la tête-de-boule exposée à 4,8 µg et 49,3 µg de 2, 4, 5-TCP/l. Les taux d'absorption étaient d'environ 0,2 et 3,4 µg/g . l . h respectivement aux deux niveaux d'exposition. L'exposition des têtes-de-boule pendant 1 à 28 jours au 2, 4, 5-TCP donna un palier moyen d'environ 1 800 pour le facteur de bioconcentration. Comme pour le PCP (Jones, 1981, annexe 8, 8.1), l'élimination du 2, 4, 5-TCP fut rapide au début, atteignant jusqu'à 92 p. 100 du ^{14}C en 24 h, pour ralentir par la suite, la demi-vie du ^{14}C restant se situant entre 21 et 28 jours. De même, Bahig *et al.* (1981), dans le cadre d'une étude d'excrétion-métabolisme, observèrent que les rats mâles (Wistar, Sprague-Dawley) excrétaient par les fèces environ 92,5 p. 100 de la dose quotidienne de (^{14}C) 2, 4, 6-TCP qu'on leur administrait. Le 2, 4, 6-TCP n'était pas fortement dégradé par les rats. Il y avait parmi les produits excrétés des composés conjugués et des isomères, comme les 2, 3, 6- et 2, 4, 5-TCP.

8.1.2 Végétation. - Il n'existe que peu de données sur l'absorption et le métabolisme du PCP chez les plantes croissant dans un sol traité au PCP. Les herbicides et les produits stérilisants pour les sols, à base de PCP, ont été retirés temporairement du marché au Canada le 1er janvier 1981 (Jones, 1981).

Weiss, Moza *et al.* (1982) ont observé le devenir du (^{14}C) PCP chez des plants de riz poussant dans un sol inondé, traité (23 kg/ha) au (^{14}C) PCP pendant deux saisons de croissance. Les auteurs ont constaté que l'absorption de radioactivité par les plants se chiffrait à 12,9 p. 100 la première année et à 2,5 p. 100 la seconde. La répartition dans les racines (en pourcentage) de la radioactivité appliquée s'établissait, après la première année de croissance, comme suit: PCP libre (0,14 p. 100); PCP conjugué (0,06 p. 100); CP libres totaux et CP conjugués inférieurs (0,43 p. 100); anisoles (0,07 p. 100); diméthoxy-tétrachlorobenzènes (0,01 p. 100); 1, 2-dihydroxy - et (ou) monohydroxymonométhoxytétra-chlorobenzène (0,03 p. 100); substances hydrolysables polaires (0,48 p. 100); résidus non extractibles (3,95 p. 100). Dans la paille, il n'y avait ni CP ni anisoles. D'après les auteurs, c'est probablement la tétrachlorobenzoquinone (0,63 p. 100) qui constituait le principal métabolite de la paille. En ce qui concerne le grain, il fut impossible de déceler le ou les composés résiduels responsables d'une faible radioactivité (0,12 p. 100). À la fin de la première année, le montant total de radioactivité non extractible dans les plants

représentait 8,45 p. 100 de la radioactivité appliquée. Au cours de la seconde année, les auteurs ont constaté que la fraction de résidus non extractibles dans les plants augmentait, et qu'il y avait présence de phénols chlorés conjugués inférieurs.

8.1.3 Sols inondés. - En même temps que Weiss, Moza *et al.* (1982) étudiaient le comportement du (^{14}C) PCP également dans les plants de riz. Les quantités de (^{14}C) PCP présentes dans le sol traité firent elles aussi l'objet de recherches (Weiss, Scheunert *et al.*, 1982). Après la première année de croissance, les résidus provenant du (^{14}C) PCP dans le sol, avec le pourcentage de radioactivité appliquée attribué à chacun d'entre eux, se répartissaient comme suit: substances inconnues non extractibles (28,61 p. 100); PCP libre (0,51 p. 100); PCP conjugué (0,61 p. 100); TTCP et TCP libres (1,67 p. 100); TCP conjugués (0,01 p. 100); anisoles (0,33 p. 100); et, enfin, composés très polaires, en majeure partie non hydrolysables (4,74 p. 100) ce qui représente en tout 36,5 p. 100. Environ 55 p. 100 de la radioactivité appliquée était perdue par volatilisation. Les auteurs ont remarqué que, pendant la seconde période de croissance, la teneur du sol en résidus non extractibles augmentait, comme chez les plants de riz, mais la composition de la radioactivité extractible était semblable à celle de la première période de croissance. D'après les résultats de leurs recherches, les auteurs sont arrivés à la conclusion que le PCP ne persistait ni dans les sols inondés ni dans les plants de riz. Dans le cas du sol, le PCP est partiellement volatilisé ou minéralisé, partiellement dégradé, et partiellement incorporé dans les constituants du sol sous forme de résidus non extractibles. Chez les plants de riz, le PCP est dégradé et incorporé dans les constituants végétaux naturels en une seule saison de croissance. Dans les conditions particulières de ces recherches sur le PCP, avec des sols agricoles inondés, la quantité de PCP libre non modifié et de PCP conjugué, présente dans le sol et les plants après une seule saison de croissance, représentait moins de 2 p. 100 de la quantité appliquée; en outre, les principaux résidus de PCP aussi bien dans le sol que dans les plants étaient des résidus fixés. Les auteurs admettent qu'il n'est pas possible pour l'instant d'évaluer le risque d'effets toxiques reliés à ces résidus.

8.2 Milieu terrestre

Leighty et Fentiman (1982) ont montré que le PCP pouvait être conjugué en acide palmitique dans un système microsomique fortifié *in vitro* de coenzyme A hépatique de rat. Leighty s'inquiète du fait que, si le PCP est retenu à l'état de traces dans le foie humain, comme chez les rats, il y ait risque d'interférence avec le métabolisme d'autres substances toxiques (source anonyme, 1982).

9 ÉCOTOXICOLOGIE

9.1 Effets sur l'écosystème

9.1.1 Milieux marins. - Comme il a été mentionné dans Jones (1981, chap. 7), les effets du PCP sur un écosystème marin ont été étudiés par l'Institute of Ocean Sciences (Yunker, 1981) dans le Saanich Inlet en Colombie-Britannique. Les teneurs nominales en PCP de secteurs délimités de l'écosystème se chiffraient à 10 et 100 µg/l, valeurs qui baissèrent d'environ 67 p. 100 en l'espace de 25 jours, principalement en raison de la photolyse. L'exposition de l'écosystème marin au PCP déplaça l'équilibre central des diatomées, réduisit la quantité de phytoplancton, diminua la sédimentation et, à des teneurs plus élevées, décima la population d'une diatomée d'importance majeure. Au départ, l'exposition au PCP entraîna une diminution des populations bactériennes marines, mais par la suite elles s'adaptèrent et récupérèrent, tout comme le phytoplancton, avec décalage correspondant au niveau des espèces.

9.1.2 Estuaire. - Les structures de communautés benthiques estuariennes, observées sur le terrain et en laboratoire, furent sensiblement altérées par une exposition à ≈ 141 µg de PCP/l pendant une semaine à une température nominale de 18 °C, (14 à 23 °C), mais il n'y eut aucune modification dans le cas d'une exposition à ≈ 13 µg de PCP/l (Tagatz *et al.*, 1981). Dans les aquariums où il y avait exposition à ≈ 141 µg de PCP/l, les effets observés sur les communautés comprenaient une diminution du nombre moyen d'espèces au sein des communautés à la fois en laboratoire et sur le terrain, la réduction étant relativement forte en laboratoire. Les résultats montraient également que la "teneur sans effet observable" en présence de communautés benthiques estuariennes se situait entre 13 et 141 µg de PCP/l dans des conditions expérimentales semblables.

Hauch *et al.* (1980) ont été étudié la toxicité aiguë et la toxicité chronique du PCPNa pour les copépodes planctoniques marins adultes *Pseudodiaptomus coronatus*. Les teneurs nominales initiales permirent de déterminer une teneur létale 50 pour 96 h de 68 µg de PCPNa/l, avec un intervalle de confiance de 95 p. 100 à 32,6-141,8 µg de PCPNa/l. La toxicité chronique fut mesurée à partir du taux d'ingestion d'aliments, mesuré par la production de pastille fécale. Les auteurs ont conclu que les teneurs en PCPNa inférieures à 100 µg/l peuvent altérer la structure d'une communauté en deux étapes. Au début, il y aurait surexploitation des producteurs primaires, résultat du plus grand taux d'alimentation chez les copépodes, suivie d'une réduction de la population de copépodes coïncidant avec l'approvisionnement réduit en nourriture.

9.1.3 Eaux douces. - Schauerte *et al.* (1982) ont observé des effets semblables à ceux qui avaient été notés par Hauch *et al.* (1980), et ce chez la population des biocénoses, dans un bassin d'expérimentation situé en plein air, soumise deux fois à des doses uniques de 2, 4, 6-TCP (5 mg/l) et de PCP (1 mg/l). Le bassin, de 2 m de diamètre et de 50 cm de profondeur, fut compartimenté par la pose de six tubes en PVC de 50 cm de diamètre, d'une capacité moyenne de 100 l chacun. Les populations de daphnia furent complètement décimées après trois jours d'exposition au PCP: et de même après huit jours au TCP. En même temps, il y avait diminution du phytoplancton autotrophe, c'est-à-dire les algues bleues et les diatomées, espèces que l'on retrouve généralement dans des eaux non polluées, et augmentation des populations de flagellates et de microorganismes, associées généralement à des eaux polluées. Cette modification de l'équilibre entre populations autotrophes et hétérotrophes s'accompagnait d'une forte baisse de teneur en oxygène dissous.

9.2 Effets biochimiques

9.2.1 Biocénoses aquatiques

9.2.1.1 Polychètes. - La réaction au PCP chez le polychète *Neanthes virens* (Sars.) fut étudiée grâce à la mesure des indices biochimiques suivants: 1) glucose du liquide coelomique; 2) osmolalité du liquide coelomique; 3) acide ascorbique et glycogène des tissus (Carr et Neff, 1981; Thomas *et al.* 1981). D'après Carr et Neff (1981), la teneur en glycogène des tissus était de ces trois indices le seul paramètre accusant une diminution sensible à la suite d'une exposition prolongée à 100 µg de PCP/l. Cette baisse des réserves de glycogène s'accompagnait d'une augmentation notable de la quantité d'acide ascorbique aussi bien dans le tissu des parapodes que dans les segments postérieurs.

9.2.1.2 Vertébrés. - Chez le jeune mulet de mer (*Mugil cephalus*), les perturbations provoquées par le PCP furent évaluées en tenant compte des paramètres suivants: teneurs en cholestérol plasmatique, osmolatité plasmatique, teneurs en glucose plasmatique, teneur en glycogène hépatique (Thomas *et al.*, 1981). L'exposition du mulet à 100-200 µg de PCP/l modifia ces paramètres métaboliques de la façon suivante:

1) la teneur en cortisol plasmatique augmenta, avec comme effet secondaire une hyperglycémie marquée; 2) il y eut diminution des réserves de glycogène hépatique; 3) enfin, la teneur en acide ascorbique hépatique et l'osmolalité sérique augmentèrent lentement. Thomas *et al.* (1981) observèrent que l'intensité et le délai des réponses biochimiques chez le mulet étaient directement fonction de la teneur en PCP du milieu auquel le poisson était exposé ainsi que de la bioconcentration de PCP; ils notèrent que

"de profonds changements se produisaient dans le métabolisme de l'acide ascorbique pendant une exposition létale ou sublétale aux polluants". Il semble que l'acide ascorbique était nécessaire pour la détoxication et l'élimination du PCP par l'intermédiaire de l'acide glucuronique.

9.2.1.3 Phytoplancton. - Jayaweera *et al.* (1982) ont étudié l'effet toxique du PCP chez l'algue verte *Selenastrum capricornutum* en mesurant le degré de réduction de l'assimilation photosynthétique de ^{14}C sur une période de 2 h à un pH donné, par rapport à la diminution, provoquée par le PCP, de la résistance électrique de membranes lipidiques artificielles, et à la formation d'une charge négative à la surface de la membrane. Selon ces chercheurs, "l'effet toxique du PCP est lié à l'adsorption du PCP sur la cellule et les membranes subcellulaires et la toxicité du PCP peut être causée par le transfert induit d'ions hydrogènes, processus qui est responsable de la diminution de la résistance électrique de la membrane". Jayaweera *et al.* (1982) ont observé que, sous illumination, l'effet toxique du PCP chez *S. capricornutum* commençait à (2-5) x 10^{-7} M PCP, la fixation de carbone étant presque réduite à néant à 10^{-5} M PCP.

Erickson et Hawkins (1980) ont déterminé, grâce à des essais de 48 h d'absorption de ^{14}C, les effets du 4-CP, du 2, 4, 6-TCP et du PCP sur la photosynthèse chez du phytoplancton estuarien autochtone dans de l'eau de mer s'écoulant librement. Les essais furent effectués dans les conditions naturelles du milieu; par exemple, le pH était d'environ 7,8, et la température se situait dans l'intervalle 12,5-13,5 °C pour le 4-CP, 11-13 °C pour le 2, 4, 6-TCP, et 3,0-5,5 °C pour le PCP. Les teneurs étudiées au cours de ces expériences étaient de 0,5, 1,0 et 2,0 mg/l pour les trois CP, auxquelles il faut ajouter des teneurs de 0,125 et 0,25 mg/l pour le PCP uniquement. Ces teneurs sont celles que l'on pourrait retrouver près de points de déversement accidentels ou d'exutoires. Aucun effet ne pouvait être décelé chez le phytoplancton exposé au 2, 4, 6-TCP, et seule une légère inhibition était observée dans le cas de l'exposition au 4-CP. L'effet le plus net se situait à 0,5, 1,0 et 2,0 mg de PCP/l, avec inhibition de la photosynthèse chez le phytoplancton, atteignant respectivement 61, 84 et 98 p. 100. Au cours d'une étude d'une durée de 8-11 jours, par Gotham et Rhee (1982), le PCP inhibait la photosyntèse, mesurée aussi bien par cellule que par unité de chlorophylle, chez trois espèces d'algues, *Ankistrodesmus falcatus*, *Microcystis* sp. et *Melosira* sp., à des teneurs respectives en PCP de (4-8) x 10^{-7}, (2-11) x 10^{-8} et (2-6) x 10^{-7} ng de PCP/cellule. À ces teneurs en PCP, il y avait inhibition de la photosynthèse chez les trois espèces d'algues, mais seule *Melosira* sp. accusait un ralentissement discernable de la croissance.

9.2.1.4 Macrophytes. - Quelques études traitant des effets du PCP sur les macrophytes aquatiques ont été publiées (Jones, 1981). Récemment, Huber *et al.* (1982) ont produit un rapport traitant des effets du PCP sur le métabolisme du macrophyte aquatique *Lemna minor L.* D'après les auteurs, l'exposition de *L. minor* au PCP causait une inhibition de la production photosynthétique de O_2. La réduction de l'activité photosynthétique s'accompagnait de modifications structurelles des membranes du chloroplaste. Le PCP n'avait aucun effet marqué sur la consommation de O_2 par *L. minor* pendant la respiration à l'obscurité. La teneur en chlorophylle de *L. minor* diminuait rapidement avec l'augmentation de la teneur en PCP du milieu de croissance. En ce qui concerne l'activité enzymatique, une faible teneur en PCP provoquait l'inhibition de l'activité de la glutamate déshydrogénase chez *L. minor*, mais il n'y avait aucun effet sensible sur l'activité de l'alanine aminotransférase.

9.2.2 Biocénoses terrestres. - Les effets histopathologiques du 2, 3, 4, 6-TTCP administré par voie intragastrique à des rats Wistar âgés de deux mois se situaient presque entièrement au niveau du foie. La teneur produisant un effet se situait entre 50 et 100 mg de 2, 3, 4, 6-TTCP/kg (Hattula *et al.*, 1981a).

Une étude de toxicité chronique, avec des PCP de qualité technique et analytique, chez des Holstein femelles de 1 an, montra clairement que la toxicité du PCP était principalement attribuable à sa contamination par des impuretés comme les dibenzo-p-dioxines polychlorées, les dibenzofurannes polychlorés, et l'hexachlorobenzène (McConnell *et al.*, 1980). Cette étude clinicopathologique révéla surtout que les animaux exposés à du PCP de qualité analytique ne se distinguaient généralement pas des animaux témoins. Chez les individus exposés au PCP de qualité technique, il y avait diminution du poids corporel en fonction de la dose, affaiblissement de rendement alimentaire, anémie progressive, augmentation de poids du foie et des poumons en fonction de la dose, et diminution du poids du thymus. Les teneurs en dioxines et en furannes dans le foie et le tissu adipeux concordaient bien avec la teneur en PCP technique du régime alimentaire (Parker *et al.*, 1980). Les teneurs en dioxines étaient plus élevées dans le foie que dans le tissu adipeux. La teneur en HCB du sang augmentait avec la dose de PCP technique, alors que la teneur en PCP du sang était minimale chez des vaches qui avaient reçu les doses de PCP technique les plus fortes.

Les raisons à l'origine des limitations imposées pour l'utilisation du bois traité au PCP là où il y a risque d'exposition du bétail sont mises en lumière grâce à une étude de Kinzell *et al.* (1981) dans laquelle quatre Holstein en début de lactation reçurent des doses de PCP

de qualité technique dans leur nourriture, à un niveau subchronique, à savoir 0,2 mg de PCP/kg de poids corporel par jour durant 75-84 jours, puis 2 mg de PCP/kg de poids corporel par jour pendant 56-60 jours. Chaque vache traitée fut appariée avec une vache témoin arrivée au même stade de lactation. Kinzell *et al.* (1981) observèrent que la production de lait, l'absorption de nourriture et le poids corporel n'étaient pas touchés par le traitement, excepté que les vaches traitées convertissaient plus efficacement la nourriture en lait au début de la période de traitement à 2 mg de PCP/kg. L'autopsie révéla cependant une tuméfaction du foie, des poumons, des reins et des glandes surrénales, ainsi qu'un épaississement de la paroi de la vessie. Des essais *in vitro* de coupes rénales confirmèrent des déficiences notables de la fonction rénale.

Les auteurs ont souligné qu'il faudrait être très prudent dans l'extrapolation des résultats des test "aux exploitations agricoles laitières, du fait que ces milieux peuvent entraîner une exposition relativement forte de la peau et du système respiratoire à un ou plusieurs constituants penta".

9.3 Toxicité pour les biocénoses aquatiques

9.3.1 Toxicité aiguë. - Une série complète d'essais de toxicité du PCP pour le milieu aquatique fut conduite par Adema et Vink (1981) qui utilisèrent, à divers stades de leur vie, 14 espèces d'animaux de mer et d'eau douce, comme des mollusques (4), un ver (1), des crustacés (6), et des poissons (3), ainsi que sept espèces d'algues. Pour évaluer les résultats des essais de toxicité aiguë, subchronique et chronique ainsi que ceux des études de reproduction, et déterminer les "teneurs sans effet observable", on fit appel à des données sur l'éclosion, la morphologie, la mortalité, la reproduction et la croissance. Les résultats de l'ensemble des essais furent résumés et présentés sous forme de moyennes d'essais doubles, répétés deux à cinq fois. On ne calcula aucune limite de confiance en raison du nombre variable d'observations par combinaison composé toxique/espèce sujet. Les auteurs ont pu conclure qu'il n'y avait pas de grande différence de sensibilité au PCP d'un groupe à l'autre, comme en font foi les teneurs létales 50 dont 80 p. 100 se situaient dans l'intervalle 0,1-1 mg de PCP/l. En ce qui concerne les données plus spécifiques, les auteurs trouvèrent que les teneurs létales 50 pour des temps d'exposition normaux se situaient entre 1 et 10 mg de PCP/l dans le cas de trois crustacés, ***Artemia salina***, ***Crangon crangon***, et ***Palaemonetes varians***, entre 0,01 et 0,1 mg de PCP/l pour un mollusque, ***Dreissena polymorpha***, et entre 0,1 et 1 mg de PCP/l pour tous les autres animaux soumis aux expériences. Pour les algues monocellulaires, les teneurs

effectives 50 étaient comprises entre 0,1 et 10 mg de PCP/l. La teneur la plus faible à laquelle des effets sublétaux se manifestaient chez les espèces et pendant les périodes de vie les plus sensibles se chiffrait à 0,01 mg de PCP/l. Comme le font observer Adema et Vink (1981), ces résultats concordent avec ceux d'autres chercheurs, publiés avant 1976, dont Jones (1981, tableau A4-3) donne un résumé très complet.

Lorsqu'on a utilisé la croissance de la bactérie *Pseudomonas fluorescens*, laquelle ne dégrade pas le PCP (Trevors, 1982b), comme réaction mesurable dans les essais de toxicité biologique du PCP, une corrélation étroite a pu être observée entre la teneur en PCP et l'inhibition de cellules en croissance active (Trevors *et al.*, 1981). Des teneurs de 25 à 50 µg de PCP/ml de bouillon nutritif entraînèrent un délai dans la phase de croissance de *P. fluorescens* et après 1 h d'exposition à 75 µg de PCP/ml il y avait inhibition complète de la croissance. La consommation d'oxygène par *P. fluorescens* incubée dans un bouillon nutritif à 20 °C se trouvait diminuée de 21 à 43 p. 100 en présence de teneurs de 25 à 200 µg de PCP/ml après 12 h d'incubation, alors que le dégagement de CO_2 n'était pas modifié par 25 µg de PCP/ml (Trevors, 1982b). Trevors (1982b) a signalé l'importance des résultats de ces tests pour l'utilisation proposée de la mesure de l'oxygène résiduel comme moyen rapide pour évaluer la toxicité des polluants en milieu aquatique; en effet, il faut des teneurs en PCP plus élevées pour produire un effet toxique dans le cas des tests d'inhibition de l'activité respiratoire que dans le cas des tests d'inhibition de la croissance.

Dans une autre étude, Trevors *et al.* (1982) montrèrent qu'une succession d'expositions à des produits toxiques, comme le PCP et le 2, 3, 4, 5-TTCP, ainsi que la concentration des produits modifiaient les résultats d'essais biologiques dans le cas de *Pseudomonas fluorescens*. Les teneurs létales 50 et leur écart type pour le PCP et le 2, 3, 4, 5-TTCP étaient respectivement de 29,2 ± 0,6 et de 23,2 ± 1,2 µg/ml, lorsque les données des essais étaient analysées par la méthode des probits. Les mécanismes de "sensibilisation" et de "désensibilisation" d'un organisme à un produit toxique sont très mal connus. Par exemple, Trevors *et al.* (1982) constatèrent qu'après exposition d'une suspension cellulaire normalisée de *P. fluorescens* au PCP pendant 1 h, suivie d'une période de récupération de 6 h ou de 16 h, et d'une réexposition au PCP, les cellules étaient devenues moins sensibles au second traitement; par contre, lorsque dans la seconde exposition le PCP était remplacé par le 2, 3, 4, 5-TTCP, les organismes restaient sensibles au second traitement. Il se révéla que l'enchaînement le plus toxique consistait en une exposition initiale au 2, 3, 4, 5-TTCP, suivie d'une exposition au PCP.

Chapman *et al.* (1982a, 1982b) ont étudié la tolérance relative d'oligochètes aquatiques, dans certaines conditions environnementales, vis-à-vis de polluants chimiques sélectionnés, en effectuant des tests biologiques de létalité d'une durée de 96 h. Les tests furent effectués avec et sans sédiments. Les douze espèces d'oligochètes sélectionnées pour l'étude comprenaient neuf espèces d'eau douce et trois espèces d'eau salée. Chacune de ces espèces est habituellement caractérisée par un certain niveau de trophisme dans le système environnemental: eutrophique, mésotrophique ou oligotrophique. Dans les tests biologiques sans présence de sédiments, les teneurs létales 50 pour 96 h chez les oligochètes exposés au PCPNa, à pH 7,0 et à 10 °C, se situaient entre 0,105 et 0,98 mg de PCP/l. D'après ces valeurs, les espèces d'oligochètes soumises au test seraient un peu plus tolérantes vis-à-vis du PCPNa que les poissons d'eau douce (Jones, 1981, tableau A4-3). En présence de sédiments, les teneurs létales 50 se situaient entre 0,56 et 3,6 mg de PCP/l. Dans la plupart des cas, la présence de sédiments décuplait la valeur des teneurs létales 50 pour 96 h, ce qui, d'après les auteurs, montre bien que les sédiments modifient les effets toxiques subis par les oligochètes. De plus, toujours d'après les mêmes auteurs, un résultat inattendu de l'étude montrait que les espèces oligotrophes d'eau douce étaient les plus tolérantes vis-à-vis du PCPNa, et qu'une des espèces eutothrophes était la moins tolérante, ce qui n'était pas prévu d'après la distribution connue des oligochètes sur le terrain. Lorsque les conditions expérimentales comportaient des variations de pH, de température et de salinité, la tolérance relative d'une espèce donnée d'oligochètes vis-à-vis du PCPNa demeurait la même, excepté quelques cas particuliers, par exemple: la tolérance de toutes les espèces vis-à-vis du PCPNa était beaucoup plus grande à 1 et 20 °C qu'à 10 °C; trois espèces d'eau douce étaient beaucoup plus résistantes au PCPNa dans l'eau salée que dans l'eau douce.

Gupta et Rao (1982) ont effectué un test de teneur létale 50 pour 96 h en PCP et en PCPNa sur l'escargot d'eau douce *Lymnaea acuminata* (Lamarck). À une température nominale de 18 °C et à pH 7,9, les teneurs létales 50 pour 96 h et leurs limites de confiance de 95 p. 100 étaient de 0,16 (0,138-0,186) mg de PCP/l et de 0,19 (0,161-0,224) mg de PCPNa/l. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que les teneurs létales 50 en PCP pour les crustacés obtenues par Adema et Vink (1981).

Il existe une carence au niveau des données comparatives de toxicité des CP pour les crustacés (Jones, 1981, tableau A4-3). Rao *et al.* (1981) ont effectué une série de tests de toxicité de 96 h avec la crevette *Palaemonetes pugio*. Les crevettes étaient exposées aux CP dans de l'eau de mer filtrée, maintenue à 20 ± 1 °C, ayant une salinité de 10 p. 100 et

un pH de 7,6-7,7. Rao *et al.* (1981) ont montré que pendant la phase de la mue, les crevettes étaient plus sensibles à la plupart des CP, à l'exception du 2, 4-DCP, que pendant les périodes inter-mues (tableau 3).

Tableau 3

Toxicité aiguë (teneur létale 50 pour 96 h) des chlorophénols pour la crevette *Palaemonetes pugio* (d'après Rao *et al.*, 1981)

CP	Teneur létale 50 pour 96 h (limites de confiance de 95 %) mg/l	
	Crevette inter-mues	Crevette en mue
2,4-DCP	2,55 (2,28-2,86)	2,16 (1,49-2,73)
2,4,5-TCP	1,12 (0,92-1,43)	0,64 (0,36-0,80)
2,4,6-TCP	3,95 (3,28-4,95)	1,21 (1,11-1,31)
2,3,4,5-TTCP	0,86 (0,73-0,98)	0,37 (0,35-0,39)
2,3,4,6-TTCP	3,70 (2,98-5,25)	0,81 (0,64-0,89)
2,3,5,6-TTCP	4,10 (3,30-5,31)	1,17 (1,08-1,27)
PCP	2,50 (1,91-3,29)	0,44 (0,18-0,67)

Bien que *Daphnia magna* soit généralement utilisée pour les essais de toxicité en milieu aquatique, le tableau A4-3 de Jones (1981) ne présente aucune donnée de toxicité pour les CP avec ce producteur, et c'est pourquoi nous présentons ici les résultats de Leblanc (1980) au tableau 4. Les conditions des essais et le mode expérimental étaient ceux de l'EPA (États-Unis): utilisation d'eau de puits reconstituée, ayant une dureté moyenne de 173 mg/l en $CaCO_3$, un pH de 8,0 ± 0,2, et une teneur en oxygène dissous de plus de 60 p. 100 de saturation. La température était maintenue à 22 ± 1 °C. Diverses méthodes statistiques ont permis de calculer les teneurs létales 50 et leurs limites de confiance de 95 p. 100 à partir des données sur la mortalité.

Heitmuller *et al.* (1981), à l'aide d'une méthode d'essai semblable, ont obtenu les teneurs létales 50 pour *Cyprinodon variegatus* avec trois des CP testés par LeBlanc (1980).

Bien que les essais aient été effectués à des températures légèrement plus élevées, 25-31 °C, que les essais avec *Daphnia magna*, *Cyprinodon variegatus* était aussi sensible aux CP que *Daphnia magna* (tableau 4).

La toxicité d'un CP varie avec le pH et le degré d'ionisation du CP. Cependant, les variations de pH ne modifièrent pas sensiblement la toxicité du 4-CP pour la queue-de-voile *Poecilia reticulata* Peters, comme en font foi les teneurs létales 50 pour 96 h de 49 µmol/l à pH 5, et de 70 µmol/l à pH 8. Dans cet intervalle de pH, le 4-CP est pratiquement non ionisé. Dans le cas du 2, 4, 5-TCP, du 2, 4, 6-TCP et du PCP, qui sont des phénols plus acides, la toxicité diminuait à mesure que le pH augmentait; par exemple, la teneur létale 50 pour 96 h en PCP à pH 5 se chiffrait à 0,16 µmol/l, et à 3,42 µmol/l à pH 8 (Saarikoski et Viluksela, 1981).

Phipps *et al.* (1981) ont trouvé pour le PCP, le 2, 4-PCP, le 2, 4, 6-TCP et le 2-CP des teneurs létales 50 pour 96 h de 0,22, 8,25, 9,1 et 12,0 mg/l chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) soumise à des tests dans de l'eau du lac Supérieur en écoulement continu, à 25 ± 2°C et à pH 7,2-7,9. Holcombe *et al.* (1980) ont montré l'effet des accroissements de pH sur la toxicité aiguë du 2, 4-DCP chez la tête-de-boule. Les mêmes auteurs ont remarqué que le rassemblement en banc était complètement perturbé et que l'équilibre de la plupart des poissons était amoindri après une exposition de 24 h à 7,43 mg de 2, 4-DCP/l à pH 7,57; par contre, aucun de ces effets n'était observé à pH 8,68 et 9,08, même après 192 h. Lorsqu'on augmentait la teneur en 2, 4-DCP à 12,33 mg/l, le rassemblement en banc et le mouvement natatoire se trouvaient perturbés peu importe le pH; enfin, les auteurs ont constaté que la survie de ces poissons après 24 h se situait entre 0 p. 100 à pH 7,84 et 46 p. 100 à pH 8,81.

Liu *et al.* (1982) ont mis au point une méthode modifiée de réduction de la résazurine pour mesurer la toxicité chimique, et utilisé cette méthode améliorée pour évaluer la relation toxicité/structure des 2, 4- et 2, 6-DCP, ainsi que des 2, 3, 5-, 2, 4, 5- et 2, 4, 6-TCP. Ils ont observé que la substitution par du chlore en positions 2 et 6 du noyau phénol diminuait la toxicité des CP dans les cultures bactériennes, comme l'ont également constaté Hattula *et al.* (1981b) au cours de tests de toxicité des CP pour la truite.

9.3.2 Toxicité chronique. - Il existe un grand nombre de données sur la toxicité aiguë du PCP vis-à-vis des poissons (Jones, 1981), alors qu'il n'existe que peu de renseignements sur la toxicité chronique. Cleveland *et al.* (1982) ont étudié grâce à des essais de toxicité d'une durée de 90 jours, soit un cycle de vie partiel, l'espèce tête-de-boule (*Pimephales promelas*), exposée à trois préparations de PCP: Dowicide EC-7 (8-139 µg/l); PCP purifié (10-142 µg/l); et PCP mixte commercial (6-121 µg/l). Le

Tableau 4

Toxicité aiguë des chlorophénols pour *Daphnia magna* et *Cyprinodon variegatus**

Composé (limites de confiance)	Organisme sujet	Teneur létale 50 pour 24 h (mg/l)	Teneur létale 50 pour 48 h (mg/l)	Teneur sans effet décelable (mg/l)
2-CP	*Daphnia magna*	>22	2,6 (2,1-3,2)**	1,0
4-CP	—	8,8 (6,9-12)	4,1 (3,2-5,0)	1,1
4-CP	*C. variegatus*	5,7 (4,9-6,4)	5,4 (4,3-7,1)	3,2
2, 4-DCP	*Daphnia magna*	>10	2,6 (1,7-3,7)	0,46
2, 4, 5-TCP	—	3,8 (3,2-4,7)	2,7 (2,3-3,0)	0,78
2, 4, 5-TCP	*C. variegatus*	2,4 (1,9-3,0)	1,7 (0,9-3,2)	1,0
2, 4, 6-TCP	*Daphnia magna*	15 (12-19)	6,0 (3,8-8,5)	0,41
2, 3, 4, 6-TTCP	—	>1,0	0,29 (0,070-1,2)	0,010
2, 3, 5, 6-TTCP	—	2,5 (1,1-5,1)	0,57 (0,28-1,3)	0,010
2, 3, 5, 6-TTCP	*C. variegatus*	2,0 (1,5-2,5)	2,0 (1,5-2,5)	1,0
PCP	*Daphnia magna*	1,5 (1,1-2,0)	0,68 (0,60-0,79)	0,32

* Données d'après LeBlanc (1980).

** Intervalle de confiance de 95 p. 100.

Dowicide EC-7 renfermait tout un éventail d'impuretés, comme l'hexachlorobenzène, des chlorophénoxyphénols, des chlorodiphényloxydes, des chlorodibenzo-p-dioxines et des chlorodibenzofurannes, toutes à des teneurs relativement faibles. Le PCP purifié ne contenait que des chlorophénoxyphénols, mais à de fortes teneurs, alors que le PCP mixte commercial était grossièrement souillé par des chlorophénoxyphénols, des chlorodibenzo-p-dioxines et des chlorodibenzofurannes. Cleveland *et al.* (1982) ont établi que le Dowicide EC-7 était le moins toxique des PCP testés, et qu'à la teneur maximale, 139 µg/l, il ne nuisait ni à la croissance ni à la survie de la tête-de-boule. Le PCP purifié, à des teneurs > 85 µg/l, ralentissait la croissance de la tête-de-boule, mais ne modifiait pas le taux de survie. Le PCP mixte commercial diminuait la croissance à des teneurs > 13 µg/l, et abaissait le taux de survie à des teneurs > 27 µg/l. De plus, la tête-de-boule exposée au PCP mixte commercial entraînait une dégénérescence des nageoires et des opercules, ainsi qu'une malformation des régions antérieures du crâne. Cleveland *et al.* (1982) ont habilement démontré que les impuretés présentes dans le PCP peuvent contribuer aux effets toxiques du PCP chez la tête-de-boule exposée de façon prolongée au PCP.

Les effets du 2, 4-DCP et du PCP sur la tête-de-boule *Pimephales promelas* furent étudiés grâce à des essais d'une durée de 32 jours avec écoulement continu d'eau, sur des individus au stade embryonnaire-larvaire ou très jeunes (Holcombe *et al.*, 1982). L'indicateur le plus sensible des effets dus à l'exposition au PCP était la croissance, alors que pour l'exposition au 2, 4-DCP c'était le taux de survie. La teneur maximale tolérable de l'eau du lac Supérieur pour la tête-de-boule, à pH 7,2-7,9, s'établissait comme suit: 290-460 µg de 2, 4-DCP/l et 44,9-73,0 µg de PCP/l.

Hodson et Blunt (1981) ont exposé la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), à trois périodes de sa vie (embryon, alevin, et jeune poisson) à quatre teneurs nominales en PCPNa, soit 0,10, 32, et 100 µg de PCPNa/l, avec deux régimes de température, froid (6,6 et 12 °C respectivement pour chaque cycle de vie), et chaud (10, 15 et 20 °C respectivement pour chaque cycle de vie), le pH étant d'environ 8. Le PCPNa fut dilué dans de l'eau déchlorée de la municipalité de Burlington, provenant du lac Ontario. Après examen des résultats et vérification statistique des interactions, Hodson et Blunt (1981) purent tirer les conclusions générales, mais importantes qui suivent, et qui peuvent s'appliquer à des populations de truites sur le terrain, exposées au PCPNa de façon prolongée.

1) Une exposition au PCPNa pendant le développement printanier des oeufs et une température basse conjuguées auraient des effets néfastes sur les oeufs et les alevins.

2) L'effet du PCP sur la croissance augmente à mesure que la température monte au cours de la saison.
3) La toxicité du PCPNa et les effets de la température sur cette toxicité étaient moindres pour les alevins et les jeunes poissons lorsque les oeufs n'avaient pas été exposés au PCPNa.

À partir de ces conclusions les auteurs sont d'avis qu'il faudrait maintenir les teneurs de l'eau en PCPNa à une valeur minimale pendant le développement printanier des oeufs.

9.4 Immunosuppression

9.4.1 Biocénoses aquatiques. - Anderson *et al.* (1981) ont examiné le comportement du PCP en tant qu'immunosuppresseur chez le bivalve *Mercenaria mercenaria.* Ils ont utilisé comme indicateur la vitesse d'élimination de l'espèce marine *Flavobacterium sp.* dans l'hémolymphe de palourde qui avait reçu le produit par injection. Les palourdes, après injection des bactéries, furent exposées au PCP dans des systèmes à recirculation et à écoulement continu pendant des périodes allant jusqu'à 18 semaines, sans que les diverses teneurs en PCP n'augmentent le taux de mortalité. En bref, lorsque la teneur des tissus en PCP atteint environ 500 p.p. milliard, il est à prévoir une forte inhibition de l'élimination. Dans certains cas, les palourdes traitées n'éliminaient plus du tout, alors que des palourdes non traitées éliminent normalement 90 p.100 des bactéries. D'après les auteurs, ces résultats montrent que la résistance à l'infection bactérienne est diminuée par l'exposition au PCP.

9.4.2 Biocénoses terrestres. - Des souris adultes mâles C57B1/6, auxquelles on avait administré des régimes contenant 50 ou 500 ppm de PCP pour (99 p. 100) ou de qualité technique (86 p. 100) pendant des périodes allant jusqu'à 12 semaines, furent examinées pour leur immunocompétence à l'aide d'essais *in vivo* et *in vitro* (Kerkvliet *et al.*, 1982). Fondamentalement, l'étude montra que le système immun chez la souris était sensible à l'exposition au PCP, et que les impuretés présentes dans le PCP de qualité technique agissaient également de façon néfaste sur l'immunocompétence.

Du bétail Holstein-Friesian, en début de lactation, fut nourri à un régime comportant 0,2 et 2,0 mg/kg/jour de PCP respectivement durant 75-84 et 56-62 jours; le sang des animaux renfermait des teneurs en PCP de 2,9 et 12,5 ppm respectivement à la faible et à la forte exposition (Forsell *et al.*, 1981). Les teneurs choisies correspondaient à celles qui se retrouvent normalement dans un environnement d'exploitation agricole laitière. Forsell *et al.* (1981), après des tests d'immunité *in vitro* et *in vivo*, en sont arrivés à la conclusion que chez du bétail dont le sang renferme 12,5 ppm de PCP il n'y avait aucune immunodéficience induite par ce composé.

9.5 Caractère mutagène

Le possible caractère mutagène des CP provenant de la chloration aqueuse de pâtes kraft non blanchies a soulevé quelques inquiétudes. Rapson *et al.* (1980) ont confirmé, après une série d'essais Ames TA (100), les résultats de Rasanen *et al.* (1977) (Jones, 1981, par. 3.1.1.4), à savoir qu'aucun caractère mutagène n'était engendré par les composés suivants: 2, 3-, 2, 4-, 2, 5-, 2, 6-, 3, 4-, et 3, 5-DCP, ou 2, 3, 4-, 2, 3, 5-, et 2, 4, 6-TCP. Rapson *et al.* (1980) montrèrent que, après la chloration de la pâte de bois broyé, la lignine était la principale cause du caractère mutagène.

9.6 Caractère tératogène

Des recherches par Virtanen et Hattula (1982) sur la destination finale du 2, 4, 6-TCP dans un système aquatique à écoulement libre, révélèrent, en plus des observations relatives à la bioconcentration de 2, 4, 6-TCP chez les organismes étudiés, un "possible caractère tératogène" attribuable au 2, 4, 6-TCP. Cette conclusion était fondée sur l'observation suivante: le guppy adulte *Poecilia reticulata*, après exposition à environ 0,08 p.p. milliard de 2, 4, 6-TCP dans de l'eau en aquarium, à pH ≈ 7,0 et à temp. ≈ 20°C, avait au printemps une progéniture moins nombreuse que le guppy témoin, 90 comparativement à 180. En outre, le taux de mortalité était plus élevé chez les jeunes qui étaient ainsi nés, 24,4 p. 100 comparativement à 4,4 p. 100. Enfin, plusieurs jeunes poissons nés de parents préalablement exposés au 2, 4, 6-TCP, présentaient une courbure anormale de l'épine dorsale. Chez quatre femelles exposées, échantillonnées au 36e jour, la teneur moyennne en 2, 4, 6-TCP de l'ensemble du corps atteignait 0,609 ± 0,516 ppm (écart type) (Virtanen et Hattula, 1982).

10 DYNAMIQUE CHIMIQUE : DEVENIR ET MOBILITÉ

10.1 Migration

10.1.1 Volatilisation. - L'un des facteurs qui détermine la migration du PCP dans l'environnement est sa vitesse d'évaporation à partir d'une solution aqueuse. La volatilisation du PCP, mesurée par le temps de séjour du composé dans une solution aqueuse (en l'absence de toute autre voie de libération), est fonction de la température et du pH de la solution (Klopffer *et al.*, 1982). Le pH de la solution aqueuse détermine le degré de dissociation du PCP, acide de force moyenne. Seule la forme non ionisée est volatile. Klopffer *et al.* (1982) ont constaté qu'à pH 5,1, avec 13,2 p. 100 de phénol libre, le temps de demi-séjour se chiffrait à 328 h à 30 °C, alors qu'à pH 6, avec une fraction non dissociée (calculée) de 1,9 p. 100, le même temps passait à 3 120 h à 30 °C. À pH 8, il fut impossible de mesurer la volatilisation (fraction non dissociée de 0,03 p. 100, obtenue par calcul). Par conséquent, dans un milieu naturel où l'eau de surface est à peu près neutre, il y a peu de pertes de PCP par évaporation.

10.1.2 Adsorption. - Dans la République fédérale d'Allemagne, le risque appréhendé de pollution de formations aquifères par les eaux souterraines a amené Zullei (1981) à étudier les voies d'infiltration des CP, y compris le 2-CP et le 2, 4-DCP. L'adsorption et la biodégradation furent observées en laboratoire grâce à un système de filtration constitué de charbon activé et de sable. D'après Zullei (1981), il n'y aurait pas d'adsorption dans les sols à haute vitesse de migration (par ex. 1 m/h), en raison de la forte solubilité du 2-CP et du 2, 4-DCP dans l'eau; ces phénols atteignent donc probablement les eaux souterraines.

10.2 Bioconcentration

Généralement, la bioconcentration est étudiée grâce à des molécules sous leur forme neutre. Beaucoup d'auteurs font état d'une relation directe entre K_{ow} et la bioconcentration (Jones, 1981). Cette relation est plus difficile à établir dans le cas de molécules, comme les CP, où le pourcentage de substances non ionisées est fonction du pH. Des chercheurs canadiens, Kaiser et Valdmanis (1982), ont récemment étudié cette question, pour aboutir aux conclusions suivantes:

> "Nos résultats montrent que le coefficient apparent de partage du PCP dépend étroitement du pH et, dans un milieu basique, de la force ionique. Étant donné que le pH et la force ionique des effluents renfermant du PCP, ainsi que de ceux des eaux en aval varient considérablement, les

effets sur l'environnement, et les voies de passage de composés ionisants comme le PCP, varient probablement de la même façon. En particulier, il se peut que les facteurs de bioconcentration, qui sont généralement en bonne corrélation avec les coefficients de partage, varient d'un système aquatique à l'autre d'une puissance de dix."

Le PCP et le 2, 4, 6-TCP faisaient partie d'une série de composés chimiques organiques, analysés pour leur comportement environnemental selon un profil écotoxicologique (Freitag *et al.*, 1982). Le système expérimental utilisait des composés marqués au ^{14}C, avec cinq méthodes d'essai accélérées, pour l'obtention de données relatives aux processus suivants: bioconcentration des composés dans les algues et chez les poissons: rétention, dispersion et excrétion des composés chez les rats; dégradation, transformation et accumulation des composés dans les boues activées; et photominéralisation des composés. Ce sont des produits chimiques bien connus du point de vue environnemental qui furent soumis initialement aux essais et décrits dans le rapport; ils permirent d'étalonner le système expérimental et servirent de base à l'analyse de produits moins bien connus; à noter que les rangs du 2, 4, 6-TCP et du PCP par rapport aux autres composés dans chaque essai de bioconcentration et dans celui de photominéralisation sont d'un très grand intérêt.

Freitag *et al.* (1982) ont présenté les résultats qui suivent. Les facteurs de bioconcentration (FB) pour le 2, 4, 6-TCP et le PCP de l'essai de bioconcentration de 24 h dans les algues se chiffraient respectivement à 51 et à 1 250, comparativement à un FB de 11 500 pour le 2, 2', 4, 4', 6-pentachlorobiphényle et à un FB de 24 800 pour l'hexachlorobenzène (HCB) au sommet de l'échelle, et enfin à un FB de 6 pour l'acide 2, 4-dichlorophénoxyacétique (2, 4-D) près du bas de l'échelle. L'essai de bioconcentration (3 jours) chez l'ide donna les résultats suivants: FB de 310 et 1 050 respectivement pour le 2, 4, 6-TCP et le PCP, comparativement à 1 200 pour le HCB, à 2 320 pour le 2, 2', 4, 4', 6-pentachlorobiphényle, et à 3 890 pour l'aldrine. Dans cet essai, le 2, 4-D donnait un FB < 10. Dans l'essai de 5 jours avec les boues activées, les FB du 2, 4, 6-TCP et du PCP étaient respectivement de 40 et 1 100, comparativement à 27 800 pour le pentachlorobiphényle et à 35 000 pour le HCB. Les essais de photominéralisation d'une durée de 17 h donnèrent les taux (% CO_2) comparatifs suivants: HCB (1,5), pentachlorobiphényle (5,2), 2, 4-D (26,2), PCP (62,0) et 2, 4, 6-TCP (65,8).

Les résultats expérimentaux obtenus par Freitag *et al.* (1982) confirment les données environnementales de persistance, de bioconcentration et de biodégradation du PCP et du 2, 4, 6-TCP, réunies et résumées dans Jones (1981).

À partir des résultats d'une étude d'exposition non alimentaire, d'une durée de 14 jours, de polychètes *Neanthes virens* (Sars) à une teneur de 100 µg (^{14}C) de PCP/l d'eau de mer à 10 °C et de 32-35 p. 100 de salinité, il fut possible d'obtenir un facteur de bioconcentration d'environ 280 pour le poids humide (Carr et Neff, 1981). L'absorption était linéaire, et si on suppose qu'elle le demeurait, le calcul par extrapolation donnait une charge corporelle de 112 µg de PCP/g de poids humide pour le PCP non marqué dans le cas d'une exposition de *N. virens* d'une durée de 8 semaines (Carr et Neff, 1981). Après conversion en poids sec, les calculs permettent d'obtenir un facteur de bioconcentration de 5 600. Cela est du même ordre de grandeur que le facteur de bioconcentration de 3 830 obtenu pour le PCP avec le polychète *Lanice conchilega*, exposé à 2-5 µg de PCP/l d'eau de mer d'une salinité de 27 p. 100 (Ernst, 1979) (Jones, 1981, annexe 8, 8.1). Pour ces études la teneur en PCP de l'eau a été déterminée grâce à l'emploi d'une méthode spectrophotométrique simple et rapide (Carr *et al.*, 1982).

Thomas *et al.* (1981) ont montré que *N. virens* pouvait tolérer une exposition prolongée à une teneur de 100 µg de PCP/l, cette même teneur représentant la teneur létale 33 pour 48 h en PCP pour le jeune mulet de mer (*Mugil cephalus*).

Un facteur moyen de bioconcentration de PCP de 53 fut atteint chez un poisson de mer, le fondule *Fundulus similis*, après 168 heures d'exposition à une teneur de 57-610, µg de PCP/l d'Instant Ocean à pH 7,5 (Trujillo *et al.*, 1982). La bioconcentration de PCP est encore plus rapide chez le poisson d'eau douce que chez le poisson d'eau de mer, comme chez la truite *Salmo trutta* qui accusait un facteur de bioconcentration de PCP de l'ordre de 100 à la suite de tests en aquarium à 5 °C (Hattula *et al.*, 1981b). Les données sur les teneurs létales 50 pour 24 h en CP pour la truite (Hattula *et al.*, 1981b) du tableau 5 complètent celles qui ont été proposées par Jones (1981, tableau A4-3). Dans chaque test, cinq truites furent exposées à une teneur nominale de 0,1 ppm en chacun des CP.

Chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) exposée pendant 115 jours à 15 ± 1 °C à de faibles teneurs en PCPNa, soit 35 ± 6 ng de PCPNa/l et 660 ± 220 ng de PCPNa/l, il y eut bioaccumulation de PCP, particulièrement dans les organes, à des niveaux qui correspondaient aux teneurs et durées d'exposition. La truite exposée à 35 ng PCPNa/l montrait une teneur légèrement plus élevée en PCP que l'eau après 115 jours d'exposition, alors que la truite exposée à 660 ng de PCPNa/l accusait la plus forte teneur en PCP, soit une teneur moyenne de 2 200 µg de PCP/kg au niveau du foie et de la vésicule biliaire (Niimi et McFadden, 1982). Comme les auteurs le font observer, l'étude a montré que la truite arc-en-ciel bioconcentre le PCP lorsqu'elle est exposée à des teneurs aqueuses relativement faibles, par ex. 35 ng PCPNa/l, pendant une période de temps prolongée.

Tableau 5

Teneurs létales 50 pour 24 h et facteurs de bioconcentration des chlorophénols chez la truite (*Salmo trutta*) (Hattula, 1981b)

Composé	Teneur létale 50 (ppm)	Teneur des tissus mg/kg (± écart type) (poids humide)	Facteur de bioconcentration
2, 4-DCP	1,7	18 ± 7	10
2, 6-DCP	4,0	aucune analyse	
2, 3, 5-TCP	0,8	5,7 ± 4,6	12
2, 4, 5-TCP	0,9	aucune analyse	
2, 4, 6-TCP	1,1	aucune analyse	
2, 3, 4, 6-TTCP	0,5	210 ± 120	450
PCP	0,2	200 ± 110	100

D'après leurs propres résultats et ceux d'autres chercheurs, les mêmes auteurs estiment qu'une exposition prolongée de la truite au PCP, à des teneurs de l'ordre de 660 ng de PCPNa/l, n'aurait probablement pas de conséquences létales, mais pourrait néanmoins avoir des effets nuisibles, particulièrement chez le jeune poisson. Les facteurs qui déterminent l'intensité de l'effet toxique du PCP chez la truite, autres que la bioconcentration de PCP, comprennent la température de l'eau et l'âge de la truite au moment de son exposition au PCP (Hodson et Blunt, 1981) (sect. 9.3.2). Owen et Rosso (1981) ont observé que les types de lésions apparaissant au niveau du foie chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) après exposition de ce poisson au PCP, représentaient une réaction non spécifique, que l'on aurait pu observer après exposition à diverses sortes de pesticides.

Les analyses concernant le PCP et le TTCP (2, 3, 4, 6- ± 2, 3, 5, 6-) dans un nombre limité d'échantillons de biocénoses, prélevés pendant l'étude de la baie de Quinte (voir chap. 7), ont montré qu'il y avait bioaccumulation de PCP et de TTCP chez la barbote brune et la perche, à un niveau d'environ 10^4, alors que la bioaccumulation de ces mêmes CP chez les sangsues était relativement modérée (Fox et Joshi, 1983). Les faibles teneurs, 1-7 p. p. milliard de CP, décelées dans un nombre restreint d'échantillons de chironomidés

et de cladophora, prélevés au fond de la baie, montrent qu'il y a très peu ou pas du tout de bioaccumulation de PCP et de TTCP chez ces biocénoses.

10.3 Dégradation

Les CP sont réactifs et se dégradent dans l'environnement (particulièrement dans les milieux aérobies, bénéficiant d'un bon éclairage, ou renfermant des bactéries) à une vitesse variant selon les conditions existantes, et par des mécanismes très complexes; mais, il reste à élucider de nombreux problèmes si l'on veut expliquer de façon satisfaisante les caractères permanent et endémique des faibles teneurs en CP des échantillons provenant de l'environnement (Jones, 1981; et chap. 7).

10.3.1 Dégradation biologique

10.3.1.1 Milieu aquatique. - Les chercheurs de Kreuk et Hastveit (1981) ont procédé à une étude comparative des vitesses de dégradation du 4-CP, du 2, 6-DCP, du 2, 4, 5-TCP, du 2, 4, 6-TCP et du PCP dans de l'eau douce et dans de l'eau salée; malheureusement, en raison de la grande variabilité de leurs données, ils furent incapables de trouver une formule générale permettant de prévoir le comportement d'un CP dans de l'eau de mer à partir des données obtenues en eau douce. D'après ces auteurs, l'utilisation de données obtenues à partir d'essais de dégradation des CP dans l'eau douce pourrait conduire à une surestimation de la dégradation des CP dans un environnement marin. Lee et Ryan (1979) ont utilisé du 4-CP et du 2, 4, 5-TCP marqués au ^{14}C pour déterminer la vitesse de dégradation microbienne de ces composés dans des eaux et des sédiments estuariens, et pour calculer leurs demi-vies à des températures de 9 °C et 21 °C. Bien que ces composés n'aient plus aucune importance commerciale au Canada, des recherches ont été effectuées qui ont montré que la vitesse de dégradation microbienne de ces CP chlorés inférieurs est beaucoup moindre dans l'eau que dans les sédiments, et beaucoup plus lente à 9 °C qu'à 21 °C. Les seuls résultats d'essais de dégradation microbienne présentant un certain intérêt pour le Canada se limitaient à la demi-vie calculée de 90 jours pour le 4-CP dans de l'eau estuarienne à 9 °C, comparativement à 20 jours pour 21 °C. Dans les sédiments à 22 °C, les calculs donnèrent 3 jours pour la demi-vie du 4-CP.

D. Liu *et al.* (1981), lors d'une étude en laboratoire de la dégradation du PCPNa dans un fermenteur cyclonique fonctionnant à 22 °C avec une solution de PCPNa à pH 7, ont déterminé que dans des conditions aérobies et en présence d'une culture bactérienne acclimatée, la demi-vie du PCP était de 0,36 jour, alors que dans des conditions anaérobies elle atteignait 192 jours. Ils ont constaté que ces résultats concordaient qualitativement avec ceux de Boyle *et al.* (1980) qui ont déterminé les demi-vies pour le PCP dans un environnement lénitique simulé. La demi-vie du PCP atteignait 19 jours dans

une solution à pH 7,5-8,5 exposée à la lumière, alors que dans des conditions anaérobies, à l'obscurité, et à pH 3,0-5,5, la demi-vie du PCP passait à 80 jours.

Blades-Fillmore *et al.* (1982) ont examiné l'effet des sédiments sur la biodégradation du 2, 4, 6-TCP dans l'eau de la rivière Delaware. Ils ont montré que dans les conditions de l'essai: 1) la vitesse de biodégradation du 2, 4, 6-TCP était directement fonction de l'aire de l'interface sédiments/eau; 2) les bactéries aérobies capables de dégrader le 2, 4, 6-TCP étaient présentes dans l'eau de la rivière. Certains faits ont révélé aux auteurs que la biodégradation était reliée aux microorganismes fixés plutôt que planctoniques. De plus, toujours d'après Blades-Fillmore *et al.* (1982), il semblerait que les surfaces solides jouent le rôle de sites de regroupement aussi bien pour les agents nutritifs que pour les microorganismes qui les consomment. Les auteurs pensent que, dans des conditions statiques et après formation d'une colonie de microorganismes en surface, la lente diffusion des agents nutritifs ou de l'oxygène à travers la colonie pourrait constituer un facteur limitatif de la vitesse de biodégradation, ce qui altérerait l'efficacité du métabolisme. La présence de matières organiques oxydables ralentit elle aussi la vitesse de biodégradation. Dans des conditions expérimentales aérobies optimales, le 2, 4, 6-TCP disparaissait au rythme d'une demi-vie égale à 3 jours.

10.3.1.2 Milieu terrestre. - Baker et Mayfield (1980) attribuent à deux principaux mécanismes, l'un microbien, l'autre non biologique, les pertes de CP et de phénols dans des sols de limon-argile stériles et non stériles, à pH 7,1, incubés à 23 °C, dans des conditions aérobies et anaérobies. Tous les composés CP qui accusaient une forte diminution de teneur avaient en commun un atome de chlore en position ortho de l'hydroxyle phénolique; par contre, un atome de chlore en position méta par rapport à ce même hydroxyle rendait le composé plus résistant à la dégradation microbienne. D'après les résultats de Baker et Mayfield (1980), il est possible de classer les CP étudiés selon le nombre de jours nécessaires pour atteindre un certain pourcentage de perte de composé phénolique dans un sol où règnent des conditions aérobies (tableau 6). Dans un milieu anaérobie, la diminution des teneurs des composés phénoliques était minime.

Baker et Mayfield (1980) ont montré qu'il n'y avait ni volatilisation ni photodécomposition des CP dans le système expérimental, mais ils n'excluaient pas un mode de perte non biologique par adsorption sur la matière organique du sol et polymérisation à l'intérieur de cette matière. De plus, la vitesse de perte des CP dans un sable siliceux stérile augmentait progressivement avec la température, et diminuait avec la teneur. Parmi les mécanismes proposés pour les pertes non biologiques de CP à partir de la silice, on peut citer la catalyse à la surface de la silice, ou encore des mécanismes oxydants.

Tableau 6

Classification des chlorophénols selon la vitesse de perte à partir de sols dans des conditions aérobies (Baker et Mayfield, 1980)

Classification selon la vitesse de perte	Temps minimal en jours pour une baisse (%) de la teneur des sols en composé phénolique, à pH 7,1	Composé phénolique
1) Rapide	0,25-2 (> 70)	2-CP, 4-CP, 2, 6-DCP, 2, 4, 6-TCP
2) Modérée	7-20 (> 70)	2, 4-DCP
3) Lente	80-160 (> 70)	3,-CP, 3, 4-DCP, 2, 4, 5-TCP, PCP
4) Presque nulle	160 (< 31)	3, 4, 5-TCP, 2, 3, 4, 5-TTCP

Baker *et al.* (1980) ont montré que la dégradation du 2-CP, du 4-CP et du 2, 4-DCP se produisait dans les sédiments et dans les sols limoneux-argileux à basse température, comme 0 °C et 4 °C, la dégradation étant toutefois moindre qu'à 20 °C. Dans de l'eau non stérile entraînée par un courant et maintenue à 0 °C pendant 40 jours, il n'y eut aucune perte de CP directement attribuable à l'action microbienne; en fait, le 2, 4-DCP fut le seul CP qui accusa une perte non négligeable dans de l'eau entraînée par un courant et maintenue à 20 °C. Dans une étude apparentée, Trevors (1982a) identifia trois *Pseudomonas spp.*, isolés d'un sol agricole de limon sableux et d'un cours d'eau douce. Ces isolats dégradaient le PCP à partir d'une teneur de départ de 50 µg/ml, aussi bien à 4 °C qu'à 20 °C, mais non à 0 °C, même après 100 jours d'incubation. Après 12 jours d'incubation à 20 °C, les trois isolats dégradaient le PCP de 50-56 p. 100, alors qu'à 4 °C la dégradation du PCP par les isolats était beaucoup plus lente, avec davantage de variations entre les vitesses d'un isolat à l'autre. Après 100 jours d'incubation à 4 °C, les pertes calculées de PCP pour les trois isolats étaient respectivement de 11,9, 23,1 et 51,7 p. 100. Ces résultats montrent que le PCP peut être dégradé, même si c'est lentement, par *Pseudomonas spp.* aux basses températures sub-optimales de croissance que l'on retrouve souvent dans le milieu naturel. Les résultats de l'étude ont également montré que les pseudomonades peuvent s'adapter à des composés toxiques comme le PCP dans un milieu naturel, et les dégrader. Tam et Trevors (1981) ont observé que le PCPNa,

à une teneur de 50 µg/g de sol, exerçait un effet inhibiteur sur la fixation d'azote dans des sols non stériles de limon sableux, incubés en milieu aérobie dans l'obscurité à 20 °C pendant 12 jours; en présence de 100 µg de PCPNa/g de sol, il y avait très forte inhibition de la fixation d'azote dans des sols non stériles. Les auteurs font également observer que d'après leurs résultats l'effet inhibiteur du PCPNa sur l'activité de la nitrogénase du sol était moindre en milieu anaérobie qu'aérobie.

Edgehill et Finn (1983) ont procédé à une étude de faisabilité portant sur l'emploi d'un traitement microbien pour des sols contaminés par le PCP afin d'atténuer les risques pour l'environnement, habituellement causés par les déversements accidentels de PCP ou l'installation de poteaux traités au PCP près d'eaux poissonneuses. Après inoculation d'une souche bactérienne dégradant le PCP, *Arthrobacter* (ATCC 33790), à une teneur de 10^6 cellules par gramme de sol sec, pour accélérer le taux d'élimination du PCP, la demi-vie du PCP dans le sol fut réduite de 2 semaines à 1 jour. Les demi-vies du PCP furent calculées pour des taux de récupération de 90 p. 100, les incubations étant effectuées en laboratoire à 30 °C. Lors d'un essai connexe à l'extérieur, à une température quotidienne de l'air variant de 8 à 16 °C, la vitesse de croissance de la culture inoculée était plus petite que celle déterminée en laboratoire. L'essai à l'extérieur montra cependant qu'il fallait mélanger énergiquement le sol au moment de l'inoculation. Ce mode opératoire permit de réduire de 85 p. 100 le PCP extractible après 12 jours, comparativement à environ 15-30 p. 100 de réduction sans ce traitement.

10.3.2 Dégradation photochimique. - Wong et Crosby (1981) en poussant plus avant leurs études sur la photolyse du PCP (Jones, 1981, annexe 6, 6.1.2), constatèrent qu'après irradiation en laboratoire (équivalente à la lumière solaire d'été) de solutions aqueuses diluées tampons de PCP (0,38 mM, 100 mg/l), la demi-vie du PCP à pH 3,3 atteignait environ 100 h, alors qu'à pH 7,3 elle n'était que de 3,5 heures. On peut comparer ce dernier montant à une demi-vie de 48 h et à une disparition totale du PCP en l'espace de 10 jours. Parmi les produits de la photodécomposition du PCP décelés par Wong et Crosby (1981) on peut citer les suivants: tétrachlorocatéchol, tétrachlororésorcinol et tétrachlorohydroquinone. Les produits ultérieurs d'oxydation à l'air comprenaient le chloranile, des hydroxyquinones et l'acide 2, 3-dichloromaléique. L'acide se décomposait plus lentement en gaz carbonique, en chloranile et en frangments organiques non caractérisés. Parmi les autres produits engendrés par la photoréduction du PCP il y avait des TTCP, des TCP et une dicétone cyclique.

En 1979-80, l'Institut des sciences océaniques de Sydney (Colombie-Britannique) entreprit des recherches sur les effets et le devenir du PCP dans un écosystème pélagique,

au moyen d'enceintes aux conditions réglables (Yunker, 1981). Les chercheurs en arrivèrent à la conclusion que la décomposition photolytique du pentachlorophénate dissous constituait la seule voie non négligeable d'élimination du PCP dans ces enceintes. Les résultats des échantillonnages et des analyses ont montré que le PCP n'était pas adsorbé en grandes quantités sur les parois du contenant, ni sur des particules aqueuses qui auraient pu quitter l'enceinte sous forme de produits de sédimentation. Enfin, il se révéla que le mécanisme d'élimination n'était pas fonction des teneurs étudiées, à savoir des valeurs nominales de 10 et 100 µg/l de PCP qui donnaient respectivement 32,8 et 33,1 p. 100 de PCP résiduel dans les milieux au 25^{e} jour.

Boule *et al.*, (1982) étudièrent plus à fond le comportement photochimique des mono-CP en solution aqueuse diluée. Pour chaque mono-CP, l'irradiation entraînait une coupure de la liaison C-Cl, avec formation de HCl, l'oxygène n'ayant que peu ou pas du tout d'effet sur la vitesse de réaction. Les auteurs ont observé que la position du chlore sur le noyau exerçait un effet très important sur la transformation. Sous forme de molécule, le 2-CP est converti pendant l'irradiation en pyrocatéchol, alors que pour la forme anionique la déchloration photochimique est suivie d'une contraction du noyau en acides cyclopentadiène-carboxyliques qui donnent ensuite des réactions de cyclo-addition Diels-Alder.

Fox et Joshi (1983) ont observé empiriquement la photoréduction du PCP dans la pellicule superficielle de l'eau. Les résultats de leurs analyses concernant le PCP et le TTCP (2, 3, 4, 6- + 2, 3, 5, 6-) dans des échantillons de pellicule de surface et de colonne d'eau, provenant de la baie de Quinte contaminée par les CP, montraient que les rapports TTCP/PCP pour la pellicule de surface étaient systématiquement plus élevés que ceux mesurés dans la colonne d'eau, soit 1,4 contre 1,0. De plus, les rapports TTCP/PCP révélèrent à Fox et Joshi (1983) qu'il y avait déjà une certaine photoréduction du PCP avant l'entrée des produits libérés dans les systèmes aquatiques, ou sur le bois traité en stockage à l'usine de préservation du bois, voisine de la baie de Quinte. Le rapport initial TTCP/PCP de 0,1 dans le PCP technique grimpe à 0,2 au moment où les produits libérés instables atteignent la rivière Trent, à courte distance de la baie. À l'entrée de la baie, soit à environ 82 km de la source ponctuelle, le rapport était d'environ 1, 0/1. Fox et Joshi (1983) ne décelèrent jamais de 2, 3, 4, 5-TTCP dans aucun des échantillons des compartiments environnementaux étudiés. Cependant, le 2, 3, 4, 6- et 2, 3, 5, 6-TTCP, habituellement associés à la photodégradation du PCP, furent décelés dans des échantillons environnementaux en quantités supérieures par rapport à celles du PCP; les chercheurs en ont conclu que le processus photolytique était plus fort que la dégradation réductrice du PCP dans la baie de Quinte.

10.4 Persistance

Bollag *et al.* (1980) ont montré que la liaison transversale entre les constituants phénoliques de l'humus et le 2, 4-DCP se fait très facilement en présence de laccase fongique extracellulaire. La même équipe de chercheurs a étudié les produits intermédiaires réactifs de poids moléculaire plus faible, c'est-à-dire les quinones et les oligomères phénoliques. Ces composés avaient été formés initialement par oxydation et liaison oxydative entre le 2, 4-DCP et les constituants phénoliques de l'humus (Minard *et al.*, 1981). Les mêmes chercheurs ont montré qu'il y avait formation d'oligomères hybrides lorsque l'oxydase fongique était incubée avec le 2, 4-DCP et diverses anilines halogénées. À partir de là, ils ont conclu que la formation de produits à liaisons transversales était due à des causes tant enzymatiques que non enzymatiques (Liu, S.-Y., *et al.*, 1981).

Khan (1982) a enquêté sur le niveau des connaissances relatives aux pesticides résiduels fixés dans les sols et chez les plantes, comme en font foi les recherches effectuées à l'aide de pesticides marqués au ^{14}C. L'auteur fait remarquer que la méthode d'analyse des pesticides résiduels fixés n'est pas encore tout à fait au point. D'après Khan (1982), il semble que, en plus de la fixation chimique, les pesticides peuvent être liés physiquement aux substances humiques par adsorption sur les surfaces externes et "piégeage dans les cavités internes d'un système structurel de type tamis moléculaire". En outre, les résidus fixés qui pourraient être libérés par les sols organiques après un processus microbiologique deviendraient accessibles aux plantes et se fixeraient sur la lignine de ces dernières. Khan (1982) en est également arrivé à la conclusion que les résidus liés ne présentaient aucun danger pour l'environnement tant qu'ils ne s'accumulaient pas en quantités vraiment toxiques.

Les commentaires qui précèdent sur la détoxication des chlorophénols et de leurs produits de décomposition intermédiaires apparentés, comme les chlorocatéchols, ont été complétés par Stott *et al.* (1983), qui ont étudié le devenir des atomes de ^{14}C de 2, 4-D et de chlorocatéchol dans des sols organiques, pour constater que les chlorocatéchols subissaient une détoxication par polymérisation à l'intérieur du sol, provoquée par une action enzymatique microbienne. D'après ces auteurs, il semble que beaucoup de composés phénoliques naturels, produits dans le sol, demeurent toxiques jusqu'à ce qu'ils soient liés à l'acide humique. Enfin, Stott *et al.* (1983) sont d'avis qu'il est très peu probable que les chlorocatéchols liés aux polymères d'acide humique du sol deviennent dans l'avenir une source de contamination.

La persistance du PCP et du TTCP (2, 3, 4, 6- plus 2, 3, 5, 6-) dans les sédiments a été révélée par les résultats d'analyses de carottes sédimentaires, prélevées dans la baie de Quinte. Fox et Joshi (1983) ont dosé ces CP dans les sédiments, et les ont datés selon l'année de sédimentation dans la baie de Quinte, grâce aux ^{210}Pb et au ^{137}Cs. Les vitesses de sédimentation, déterminées à l'aide de ^{210}Pb, allaient d'un maximum de 1,8 ± 0,6 cm/an, juste au large du point de confluence de la rivière Trent et de la baie, à une valeur plus modérée de 0,8 ± 0,2 cm/an en un point situé à peu près à 60 km du fond de la baie, avec une profondeur d'eau de 23 m. La moitié supérieure de la baie est beaucoup moins profonde (5 m). Les sédiments qui s'étaient déposés 29 ans avant l'échantillonnage dans la partie inférieure de la baie renfermaient encore 6 p.p. milliard de PCP et 7 p.p. milliard de TTCP (2, 3, 4, 6- plus 2, 3, 5, 6-). L'étude des rapports TTCP/PCP dans les échantillons de la baie de Quinte, par Fox et Joshi (1983), révéla que les TTCP se dégradaient plus lentement et étaient donc plus persistants que le PCP dans l'eau et les sédiments.

11 GESTION DES DÉCHETS

11.1 Effluents industriels

La gestion des effluents liquides résultant des opérations de préservation du bois, en particulier des effluents qui contiennent du PCP, a toujours inquiété à la fois l'industrie privée et les gouvernements. Les résultats d'une étude effectuée par Guo *et al.* (1979), de l'Institut technique des eaux usées d'Environnement Canada, ont été brièvement rapportés par Jones (1981). À partir du rapport provisoire de Guo *et al.* (1979), les propositions pour la gestion et le traitement des effluents d'usines de traitement du bois utilisant du PCP et de l'huile, formulées par Guo *et al.* (1980) ainsi que par Jank et Fowli (1980), mentionnaient ce qui suit:

1) Les effluents du traitement de conservation du bois, contenant du PCP, doivent subir une détoxication aux boues activées à aération prolongée.
2) Le système à boues activées doit être précédé d'installations d'élimination de l'huile et de réservoirs régulateurs de débit.
3) Le traitement biologique doit être suivi d'une filtration sur milieux granulaires et d'un traitement sur charbon activé granulaire; en effet, le traitement aux boues activées ne permet pas à lui seul d'éliminer toutes les substances toxiques, comme le PCP et la créosote.

Pour illustrer ces propositions, Guo *et al.* (1980) signalent que l'effluent épuré par le procédé aux boues activées contenait lors de deux périodes de mesure une teneur moyenne en PCP de 5,5 et 3,6 mg/l d'effluent, alors que les valeurs correspondantes pour le phénol étaient de 0,16 et 0,16 mg/l d'effluent. Lorsque l'effluent du procédé aux boues activées était ensuite épuré par adsorption sur charbon activé granulaire, il n'y avait plus que 0,03 mg de PCP/l d'effluent et 0,08 mg de phénol/l d'effluent.

Aux États-Unis, l'EPA a financé une étude du coût et du rendement d'un système de traitement des eaux usées provenant d'installations de traitement du bois. Dans un résumé du rapport de l'entrepreneur qui a obtenu le contrat, Wallin *et al.* (1981) signalent que deux procédés permettaient d'obtenir un rendement très élevé, à savoir une réduction du PCP à < 1 mg/l d'eaux usées. Dans l'un des procédés, l'ajustement du pH des eaux usées était suivi d'adsorption sur de l'argile bentonite et d'une finition à l'aide de l'adsorbant polymère XAD-4. Dans l'autre procédé, l'ajustement du pH des eaux usées était suivi d'extraction à l'aide d'un mélange de fuel-oil n° 2 et d'un co-solvant tel que les résidus de distillation de la fabrication d'alcool amylique. Chacun des procédés devait être précédé

de la séparation du fuel-oil et d'une régularisation du débit. Les coûts totaux annuels d'exploitation pour le traitement de 38 m^3/jour (10 000 gal/jour) d'eaux usées, en 1980, se chiffraient respectivement à 40 000$ et 23 600$ (U.S.) pour les deux procédés: mais, les paramètres de fonctionnement des deux procédés n'avaient pas été vérifiés à l'échelle pilote avec écoulement continu. Le rapport signale ce qui suit: "L'avantage du procédé d'extraction au fuel-oil réside dans le fait que le PCP peut être éliminé des eaux usées sans créer de déchets supplémentaires et sans imposer à l'usine de préservation du bois un coût élevé d'immobilisation et des frais élevés d'exploitation."

Aux États-Unis, le Clean Water Act de 1977 oblige l'industrie à une certaine détoxication de ses effluents d'ici le 1er juillet 1984, par la "méthode la plus efficace du point de vue du coût" de façon à éliminer les polluants toxiques, non classiques, comme le PCP (EPA, États-Unis, 1981b). Pour la production de bois de construction, l'EPA a imposé le 26 janvier 1981 une réglementation finale au Federal Register, qui limite l'évacuation de polluants par des sources potentielles, nouvelles ou existantes, vers des eaux de navigation ou des réseaux publics. En ce qui concerne le PCP, la réglementation visait les nouvelles sources plutôt que les anciennes, du fait que les normes, déjà en vigueur, permettaient une réduction sensible de la teneur en PCP des eaux usées d'usines de traitement du bois. La nouvelle réglementation interdit l'évacuation des eaux usées industrielles par les nouvelles usines dans les catégories suivantes: traitement du bois à l'eau ou sans pression, procédé de traitement du bois à la vapeur et Boulton.

11.2 Qualité de l'eau

En novembre 1980, le Comité des objectifs pour l'écosystème aquatique (COEA) du Conseil consultatif de recherche sur les Grands Lacs de la Commission mixte internationale a proposé l'adoption d'un objectif de qualité de l'eau en ce qui concerne le PCP dans le cadre de l'Accord relatif à la qualité des eaux dans les Grands Lacs de 1978. La proposition du COEA était la suivante: "Pour préserver la vie aquatique, la teneur en pentachlorophénol de l'eau ne doit pas dépasser 0,4 µg/l" (Fox, 1980). Cette proposition était fondée sur des expériences qui révélaient une inhibition de la croissance de saumoneaux sockeye de moins de un an par le PCP présent à une teneur de 1,74 µg/l. L'adoption d'un facteur de sécurité de 0,2 pour des teneurs non létales ayant des effets observables chez des organismes aquatiques a abaissé l'objectif de qualité de l'eau de 1,74 µg de PCP/l à une valeur de 0,4 µg de PCP/l (Fox, 1980).

L'EPA a fixé des normes de qualité pour l'eau du milieu ambiant, dans le cas des CP et plus précisément du 2-CP, du 2, 4-DCP et du PCP, produits qui ont été ajoutés à la

liste de 65 polluants toxiques en vertu du Clean Water Act. Ces normes, qui sont à la base de la protection de la vie aquatique, représentent les meilleures estimations par les scientifiques de la teneur maximale de CP qui peut être tolérée par la vie aquatique; si elles sont respectées, elles protégeront la majeure partie, mais non la totalité, de cette vie (EPA), États-Unis 1981a, 1980b, 1980c, 1980d, 1980e). Les normes telles que résumées au tableau 7, valent principalement pour la vie aquatique d'eau douce, car à l'exception du PCP les données de toxicité aiguë et chronique pour la vie aquatique en eau salée font totalement défaut (Jones, 1981, tableau A4-6). Dans certains cas, où aucune norme n'est donnée, les teneurs limites apparentes pour d'autres effets, comme l'altération du goût, ont été précisées. Les normes, établies en vertu du Clean Water Act (États-Unis) (paragraphe 304(a)(1)), constituent des estimations scientifiques non officielles des effets écologiques, et ce n'est qu'après leur adoption comme normes de qualité de l'eau par les États qu'elles ont une valeur réglementaire.

La plupart des gestionnaires de la qualité de l'eau admettent que même si les teneurs de l'eau en l'un ou l'autre des CP peuvent se situer au-dessous du niveau de toxicité aiguë, la charge totale de CP présente, lorsqu'elle s'ajoute à d'autres effets nuisibles s'exerçant sur les biocénoses, peut entraîner des effets de toxicité chronique chez ces biocénoses (Eder et Weber, 1980).

Tableau 7

Normes de qualité de l'eau ambiante aux États-Unis,
visant à protéger la vie aquatique contre les chlorophénols

Composé	Référence	Milieu aquatique[1]	Toxicité aiguë (µg/l)	Toxicité chronique (µg/l)
2-CP	U.S. EPA 1980a	D	4 380	2 000[3]
4-CP	U.S. EPA 1980d	S	29 700	
2, 4-DCP	U.S. EPA 1980b	D	2 020	365
2, 4, 6-TCP	U.S. EPA 1980d	D	970	
2, 3, 5, 6-TTCP	U.S. EPA 1980d	S	440	
PCP	U.S. EPA 1980c	D	55	3,2
PCP	U.S. EPA 1980c	S	53	34

1) Environnement aquatique: D - eau douce; S - eau salée.
2) Les teneurs très faibles qui sont mentionnées peuvent entraîner une toxicité aiguë et chronique, mais certaines espèces ou certains stades de la vie peuvent être vulnérables à des teneurs encore plus faibles que celles utilisées lors des expériences.
3) Il n'existe aucune donnée définitive sur la toxicité chronique du 2-CP pour la vie aquatique sensible en eau douce; mais on sait qu'il y a altération du goût chez une des espèces de poissons à une teneur très basse, soit 2 000 µg/l.

12 TRAVAUX ET PROJETS DE RECHERCHE AU CANADA

La liste ci-dessous présente des projets de recherche directement ou indirectement reliés aux CP, qui sont en cours ou sur le point de recevoir des fonds fédéraux pour l'année financière 1983-84. La liste est probablement incomplète, car d'autres travaux de recherche sur les CP sont peut-être en cours ou prévus dans les secteurs industriels et universitaires, avec un financement partiel par le gouvernement fédéral.

1) Mise au point de méthodes d'élution thermique pour la récupération, l'analyse et la destruction des substances organiques toxiques dans les boues, les résidus et le charbon activé usé. De façon plus précise, le projet devra permettre de mettre au point en laboratoire un système permettant la destruction thermique des composés à l'état pur, ou sous forme de mélanges dans des échantillons prélevés dans l'environnement. Le processus thermique fera appel à des températures se situant entre la température ambiante et 1 200 °C, avec des temps de séjour de 0,5-4,0 s. Les composés étudiés comprennent le PCP, le 2, 4, 5-TCP, le 2, 4, 6-TCP et le 2, 3, 5, 6-TTCP, auxquels il faut ajouter deux produits à base de CP pour la protection du bois. Parmi les échantillons environnementaux qui seront soumis aux essais il y a ceux qui sont tirés de boues et de déchets de copeaux de bois provenant d'une usine de traitement du bois, située en Colombie-Britannique.
2) Mise au point de méthodes d'élimination de contaminants particuliers dans des effluents industriels, comme l'emploi de charbon activé pour l'élimination des CP dans les eaux usées produites au cours des traitements de protection ou de conservation du bois.
3) En Colombie-Britannique, élaboration d'un code d'éthique professionnelle pour les opérations de protection du bois dans les scieries et les usines de rabotage. Ce code pourra servir de modèle dans d'autres régions du Canada.
4) En Colombie-Britannique, recherche d'un code d'éthique professionnelle pour l'exploitation des usines de traitement du bois (préservation).
5) En Colombie-Britannique, recherches pour évaluer la fixation des CP dans le bois de construction traité, exposé à des pluies simulées.
6) En Colombie-Britannique, étude complète du lessivage des contaminants à partir du bois traité sous pression pour sa conservation. L'étude portera, entre autres, sur les points suivants: bilan pondéral des produits chimiques libérés; analyse des agents de conservation et de leurs impuretés demeurant dans le bois traité; enfin, toxicité des produits de lessivage.

7) Caractéristiques de construction et de fonctionnement d'un grand brûleur de déchets de bois, en Colombie-Britannique, pour évaluer son efficacité à détruire les CP.
8) Parallèlement à (7), étude portant sur deux brûleurs de déchets de scierie mis en service en Colombie-Britannique, qui sont alimentés en déchets de bois contenant des résidus du PCP.
9) Étude en profondeur et analyse de l'ensemble des effluents produits par une usine de préservation du bois.
10) Inventaire des effluents industriels et municipaux, y compris ceux des usines de préservation du bois.
11) Surveillance et analyse des CP techniques commercialisés au Canada, de façon à déterminer les teneurs en ingrédients actifs et en impuretés.
12) Étude de la toxicité des CP vis-à-vis des poissons.
13) En Ontario, programme d'analyses visant à mesurer les CP présents dans les copeaux de bois, les graisses de volaille, et le lait.
14) Étude écotoxicologique des effets d'une faible teneur en PCP sur le comportement prédateur-proie, utilisant l'achigan à grande bouche et la queue-de-voile comme espèces tests.
15) Étude du rôle des matières solides en suspension dans l'absorption de substances organiques, y compris les CP, par le benthos. La zone étudiée est l'embouchure de la rivière Niagara.
16) Étude en laboratoire, à l'aide d'un écosystème modèle, de la biodisponibilité des contaminants organiques, y compris les CP, dans les sédiments. Le système sera constitué de sédiments et d'eau du lac Ontario, ainsi que d'oligochètes provenant d'une source non contaminée. Les diverses couches analysées pour les substances organiques comprendront les sédiments, l'eau, les oligochètes et les fèces d'oligochètes.
17) Étude d'une durée de 85 jours portant sur les effets aigus et sublétaux de 100-1 000 p.p. milliard de 2, 4-DCP sur les oeufs et les larves (c.-à-d. jusqu'au 28e jour après l'éclosion) de poissons.
18) Étude des teneurs en CP chez les sangsues (*Hirudinea*) et des teneurs en CP des eaux de 5 rivières et cours d'eau du Nouveau-Brunswick. Les points d'échantillonnage sont situés en aval d'usines de pâtes et papier.
19) Étude des teneurs en CP et en substances chlorées neutres chez les sangsues (*Hirudinea*) et des teneurs en CP d'échantillons d'eau prélevés selon un certain ordre chronologique en 7 points de la rivière Grand, en Ontario.

20) Étude des teneurs en CP de l'eau, des sédiments et du benthos échantillonnés en 1982 en 12 endroits du bassin de la rivière Qu'Appelle.

21) Étude en deux parties, portant sur l'accumulation de contaminants, y compris les CP, dans les biocénoses aquatiques, et sur les effets subis par ces dernières:

   a) Étude de possibilité d'utiliser les sangsues (*Hirudinea*) comme bio-indicateurs des contaminants présents dans les systèmes d'eau douce. En ce qui concerne leur potentiel de bioconcentration, les sangsues seront comparées à d'autres espèces sentinelles, particulièrement les mollusques. Les échantillons seront prélevés en plusieurs endroits reconnus comme pollués, du ruisseau Canagagigue, de la rivière Grand et de la rivière Detroit.

   b) Étude des voies de passage (aliments par rapport à eau) et vitesses d'accumulation des contaminants organiques, y compris les CP et les substances organiques chlorées neutres, chez le poisson.

22) Étude des effets sur l'huître de l'est (*Crassostrea virginica*) d'une exposition prolongée de ce mollusque à des teneurs subaiguës en pentachlorophénol et en ses produits secondaires.

23) Amélioration des méthodes d'analyse des CP présents dans le suif et le foie de poulet.

24) Analyse des composés chlorés présents chez les poulets élevés sur de la litière contaminée par le PCP.

25) Création d'un Comité interministériel d'analyse des risques/avantages (Agriculture Canada, Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada) pour évaluer les chlorophénols dans le cadre d'un nouveau projet.

26) Élaboration par le ministère ontarien de l'Environnement de normes de qualité de l'eau pour les phénols chlorés.

13 REMERCIEMENTS

Nous remercions E. Hale pour ses recherches documentaires ainsi que son projet initial portant sur les chapitres Analyses des résidus et Teneurs et stabilité dans l'environnement.

Frank Cedar, d'Agriculture Canada, nous a communiqué les données reproduites à l'annexe 3, Règlements sur les chlorophénols au Canada; et il a lui-même été l'auteur de l'annexe 4, qui présente un aperçu historique de la question des chlorophénols; sa contribution a été des plus utiles, car il oeuvre depuis plusieurs années dans le secteur des chlorophénols au Canada, en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires.

L'échange d'information avec A. Gilman de Santé et Bien-être social Canada a permis d'éviter qu'il y ait chevauchement de sujets dans le présent rapport et dans les documents de son ministère sur les chlorophénols.

Des collègues d'Environnement Canada, particulièrement D.J. MacGregor pour son intéressante contribution au chapitre sur les analyses de résidus, ainsi que M.E. Fox et M.F. Millson et d'autres personnes appartenant à divers ministères nous ont communiqué des renseignements précieux sur les récents travaux de recherche dans le domaine des chlorophénols, et nous ont aidé à évaluer de façon critique les résultats de ces recherches.

Nous remercions B. Townshend et Jean de Gonzague pour leur assistance dans la préparation et l'élaboration de la figure 1, soit le diagramme de bilan matériel pour les chlorophénols au Canada.

RÉFÉRENCES*

Adema, D.M.M., and G.J. Vink. 1981. A comparative study of the toxicity of 1,1,1-trichloroethane, dieldrin, pentachlorophenol and 3,4-dichloroaniline for marine and fresh-water organisms. Chemoshpere 10(6):533-54.

Ahlborg, U.G., and T.M. Thunberg. 1980. Chlorinated phenols: Occurrence, toxicity, metabolism, and environmental impact. CRC Critical Rev. Toxicol. 7:1-35.

Akerblom, M., and B. Lindgren. 1983. Simultaneous determination of active ingredient and chlorophenol impurities in phenoxy acid herbicide formulations by high-performance liquid chromatography with ultraviolet and electrochemical detection. J. Chromatog. 258:302-6.

Anderson, R.S., C.S. Giam, L.E. Ray, and M.R. Tripp. 1981. Effects of environmental pollutants on immunological competency of the clam *Mercenaria mercenaria*: Impaired bacterial clearance. Aquatic Toxicol. 1(3/4):187-95.

Anonymous. 1982. Pentachlorophenol retained in rat organs, Batelle Laboratories notes. Pestic. Toxic Chem. News 10(17):5-6.

Bahig, M.E., A. Kraus, and W. Klein. 1981. Excretion and metabolism of 2,4,6-trichlorophenol-^{14}C in rats. Chemosphere 10(3):323-7.

Baker, M.D., and C.I. Mayfield. 1980. Microbial and non-biological decomposition of chlorophenols and phenol in soil. Water, Air, Soil Pollut. 13(4):411-24.

Baker, M.D., C.I. Mayfield, and W.E. Inniss. 1980. Degredation of chlorophenols in soil, sediment and water at low temperature. Water Res. 14(12):1765-71.

Blades-Fillmore, L.A., W.H. Clement, and S.D. Faust. 1982. The effect of sediment on the biodegradation of 2,4,6-trichlorophenol in Delaware River water. J. Environ. Sc. Health A17(6):797-818.

Bollag, J.-M., S.-Y. Liu, and R.D. Minard. 1980. Cross-coupling of phenolic humus constituents and 2,4-dichlorophenol. Soil Sc. Soc. Am. J. 44(1):52-6.

Bothwell, M.L., and R.J. Daley. 1981. Selected observations on the persistence and transport of residues from Aqua Kleen 20 (2,4-D) treatments in Wood and Kalamalka Lakes, B.C. Regional Rpt., Environment Canada, Inland Waters Directorate, Pacific and Yukon Region, Vancouver, B.C.

Boule, P., C. Guyon, and J. Lemaire. 1982. Photochemistry and environment. IV - Photochemical behaviour of monochlorophenols in dilute aqueous solution. Chemosphere 11 (12):1179-88.

Boyle, T.P., E.F. Robinson-Wilson, J.D. Petty, and W. Weber. 1980. Degredation of pentachlorophenol in simulated lentic environment. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(2):177-84.

* La présente liste est reproduite de l'édition anglaise.

Bristol, D.W., L.W. Cook, M.T. Koterba, and D.C. Nelson. 1982. Determination of free and hydrolyzable residues of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid and 2,4-dichlorophenol in patatoes. J. Agric. Food. Chem. 30(1):137-44.

Buckman, N.G., J.O. Hill, and R.J. Magee. 1983. Identification and determination of microgram amounts of phenol and chlorophenols with methylbenzothiazolinone hydrazone using the ring-oven technique. Analyst 108:573-80.

Butte, W., M Kirsch, and J. Denker. 1983. The determination of pentachlorophenol and tetrachlorophenols in Wadden sediment and clams (*Mya arenaria*) using triethylsulfonium hydroxide for extraction and pyrolytic ethylation. Inter. J. Environ. Analyt. Chem. 13(2):141-53.

Canada-Ontario Review Board. 1981. Environmental baseline report of the Niagara River. November 1981 Update.

Call, D.J., L.T. Brooke, and P.-Y. Lu. 1980. Uptake, elimination, metabolism of three phenols by fathead minnows. Arch. Environ. ;Contam. Toxicol. 9(6):699-714.

Callahan, M.A., M.W. Slimak, N.W. Gabel, I.P. May, C.F. Fowler, J.R. Freed, P. Jennings, R.L. Durfee, F.C. Whitmore, B. Maestri, W.R. Mabey, B.R. Holt, and C. Gould. 1979. Water related environmental fate of 129 priority pollutants. II. 2-Chlorophenol 84:1-8; 2,4-Dichlorophenol 85:1-8; 2,4,6-Trichlorophenol 86:1-8; Pentachlorophenol 87:1-13. U.S. Environ. Protect. Agency. Office of Water Planning and Stds., Office of Water and Waste Mngmt. Rpt. EPA-440/4079-029b.

Carr, R.S., and J.M. Neff. 1981. Biochemical indices of stress in the sandworm *Neanthes virens* (Sars). I. Responses to pentachlorophenol. Aquatic Toxicol. 1(5,6):313-27.

Carr, R.S., P. Thomas, and J.M. Neff. 1982. A simple spectrophotometric technique for the determination of pentachlorophenol in water. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28(4):477-9.

Cautreels, W., K. van Cauwenberghe, and L.A. Guzman. 1977. Comparison between the organic fraction of suspended matter at a background and an urban station. Sc. Total Environ. 8(1):79-88.

Chapman, P.M., M.A. Farrell, and R.O. Brinkhurst. 1982a. Relative tolerance of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. Aquatic Toxicol. 2(1):47-67.

Chapman, P.M., M.A. Farrell, and R.O. Brinkhurst. 1982b. Relative tolerance of selected aquatic oligochaetes to combinations of pollutants and environmental factors. Aquatic Toxicol. 2(1):69-78.

Chau, A.S.Y., and J.A. Coburn. 1974. Determination of pentachlorophenol in natural and waste waters. J.A.O.A.C. 57(2):389-93.

Cleveland, L., D.R. Buckler, F.L. Mayer, and D.R. Branson. 1982. Toxicity of three preparations of pentachlorophenol to fathead minnows - a comparative study. Environ. Toxicol. Chem. 1(3):205-12.

Cochrane, W.P., M. Lanouette, and J. Singh. 1983. High pressure liquid chromatographic determination of impurity phenols in technical 2,4-D acid and 2,4-dichlorophenol. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 66(3):804-9.

Crosby, D.G. 1980. The environmental chemistry of pentachlorophenol. Int. Union Pure App. Chem. 81 pp.

Crosby, D.G. 1982. Review. Environmental chemistry: an overview. Environ. Toxicol. Chem. 1(1):1-8.

de Kreuk, J.F., and A.O. Hanstveit. 1981. Determination of the biodegradability of the organic fraction of chemical wastes. Chemosphere 10(6):561-73.

Eder, G. 1980. Formation of chlorophenols from the corresponding chlorophenoxyacetic acids in estuarine sediments under anaerobic conditions. Veroff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 18(2):217-21.

Eder, G., and K. Weber. 1980. Chlorinated phenols in sediments and suspended matter of the Weser estuary. Chemosphere 9(2):111-8.

Edgehill, R.U., and R.K. Finn. 1983. Notes: Microbial treatment of soil to remove pentachlorophenol. Appl. Environ. Microbiol. 45(3):1122-5.

Edgerton, T.R., R.F. Moseman, E.M. Lores, and L.H. Wright. 1980. Determination of trace amounts of chlorinated phenols in human urine by gas chromatography. Anal. Chem. 52(11):1774-7.

Eiceman, G.A., R.E. Clement, and F.W. Karasek. 1979. Analysis of fly ash from municipal incinerators for trace organic compounds. Anal. Chem. 51(14):2343-50.

Elder, V.A., B. L. Proctor, and R.A. Hites. 1981. Organic compounds found near dump sites in Niagara Falls, New York. Environ. Sc. Technol. 15(10):1237-43.

Environment Canada. 1979. Pentachlorophenol (Gas Chromatographic). Analytical Methods Manual. Inland Waters Directorte, Water Quality Branch. Naquadat No. 17803. pp. 3.

Environment Canada. 1982. Toxic screening studies at municipal sewage treatment plants, 1979-81. Summary Report. Municipal Division, Abatement and Compliance Branch, Water Pollution Control Directorate, Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa. (Draft).

Ernst, W. 1979. Factors affecting the evaluation of chemicals in laboratory experiments using marine organisms. Ecotoxicol. Environ. Safety 3(1):90-8.

Erickson, S.J., and C.E. Hawkins. 1980. Effects of halogenated organic compounds on photosynthesis in estuarine phytoplankton. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(6):910-15.

Forsell, J.H., L.R. Shull, and J.R. Kateley. 1981. Subchronic administration of technical pentachlorophenol to lactating dairy cattle: Immunotoxicologic evaluation. J. Toxicol. Environ. Health 8(4):543-58.

Fox, M.E. 1978. Personal communication.

Fox, M.E. 1980. Pentachlorophenol. Rpt. Aquatic Ecosystem Objectives Committee, Gt. Lakes Sc. Advisory Bd., Internat. Joint Commission. November. pp. 18-25.

Fox, M.E. 1983. Personal communication.

Fox, M.E., and S.R. Joshi. 1983. The fate of pentachlorophenol in the Bay of Quinte, Lake Ontario. Submitted to J. Great Lakes Res.

Freitag, D., H. Geyer, A. Kraus, R. Viswanathan, D. Kotzias, A. Attar, W. Klein, and F. Korte. 1982. Ecotoxicological profile analysis. VII. Screening chemicals for their environmental behaviour by comparative evaluation. Ecotoxicol. Environ. Safety 6(1):60-81.

Fullerton, F.R., W.L. Oller, S.M. Billedeau, and G.W. Everett. 1982. Determination of pentachlorophenol in hardwood chips. J. Agric. Food Chem. 30(6):1117-9.

Gilman, A., V. Douglas, T. Schultz, and J. Jamieson. 1983. Chlorophenols and their impurities: A health hazard evaluation. National Health and Welfare. 108 pp.

Gotham, I.J., and G.-Y. Rhee. 1982. Effects of a hexachlorobiphenyl and pentachlorophenol on growth and photosynthesis of phytoplankton. J. Great Lakes Res. 8(2):328-35.

Guo, P.H.M., P.J.A. Fowlie, V.W. Cairns, and B.E. Jank. 1979. Activated sludge treatment of a wood preserving effluent containing pentachlorophenol. Wastewater Technology Centre, Environment Canada, Burlington, Ontario. E.P.S. Rpt. Draft.

Guo, P.H.M., P.J. A. Fowlie, V.W. Cairns, and B.E. Jank. 1980. Activated sludge and activated carbon treatment of a wood preserving effluent containing pentachlorophenol. Environ. Canada, Environ. Prot. Serv., Water Pollution Control Directorate, Technology Development Rept. EPS 4-WP-80-2. pp.77. (En français également)

Gupta, P.K., and P.S. Rao. 1982. Toxicity of phenol, pentachlorophenol and sodium pentachlorophenate to a freshwater pulmonate snail *Lymnaea acuminata* (Lamarck). Arch. Hydrobiol. 94(2):210-7.

Hall, R.L., P. Le, T. Nguyen, M. Katz, and K. Slimak. 1980. Level I materials balance: Chlorophenols. (Preliminary). United States Environ. Protection Agency. Office of Toxic Substances. Rpt. No. EPA-560/13-80-004. PB80-185960.

Hattula, M.L., V.-M. Wasenius, R. Krees, A.U. Arstila, and M. Kihlstrom. 1981a. Acute and short-term toxicity of 2,3,4,6-tetrachlorophenol in rats. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26(6):795-800.

Hattula, M.L., V.-M. Wasenius, H. Reunanen, and A.U. Arstila. 1981b. Acute toxicity of some chlorinated phenols, catechols and cresols to trout. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26(3):295-8.

Hauch, R.G., D.R. Norris, and R.H. Pierce, Jr. 1980. Acute and chronic toxicity of sodium pentachlorophenate to the copepod, *Pseudodiaptomus coronatus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25(4):562-8.

Heitmuller, P.T., T.A. Hollister, and P.R. Parrish. 1981. Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27(5):596-604.

Hodson, P.V., and B.R. Blunt. 1981. Temperature-induced changes in pentachlorophenol chronic toxicity to ealry life stages of rainbow trout. Aquatic Toxicol. 1(2):113-27.

Holcombe, G.W., J.T. Fiandt, and G.L. Phipps. 1980. Effects of pH increases and sodium chloride additions on the acute toxicity of 2,4-dichlorophenol to the fathead minnow. Water Res. 14(8):1073-7.

Holcombe, G.W., G.L. Phipps, and J.T. Fiandt. 1982. Effects of phenol, 2,4-dimethylphenol, 2,4-dichlorophenol, and pentachlorophenol on embryo, larval, and early-juvenile fathead minnows (*Pimephales promelas*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11(1):73-8.

Huber, W., V. Schubert, and C. Sauter. 1982. Effects of pentachlorophenol on the metabolism of the aquatic macrophyte *Lemna minor* L. Environ. Pollut. (A)29(3):215-23.

Ingram, L.L., Jr., G.D. McGinnis, and S.V. Patrick. 1979. Determination of pentachlorophenol in water by mass spectrometric isotope dilution. Anal. Chem. 51(7):1077-9.

Jank, B.E., and P.J.A. Fowlie. 1980. Treatment of a wood preserving effluent containing pentachlorophenol by activated sludge and carbon adsorption. Presented at 35th Ann. Purdue Indust. Waste Conf. West Lafayette, Indiana, May 13-15, 1980.

Jayaweera, R., R. Petersen, and P. Smejtek. 1982. Induced hydrogen ion transport in lipid membranes as origin of toxic effect of pentachlorophenol in an alga. Pestic. Biochem. Physiol. 18(2):197-204.

Jones, P.A. 1981. Chlorophenols and their impurities in the Canadian environment. Env. Canada, Econ. Tech. Rev. Rpt. EPS 3-EC-81-2. 434 pp. (En français également)

Kaiser, K.L.E., and I. Valdmanis. 1982. Apparent octanol/water partition coefficients of pentachlorophenol as a function of pH. Can. J. Chem. 60(16):2104-6.

Kerkvliet, N.I., L. Baecher-Steppan, and J.A. Schmitz. 1982. Immunotoxicity of pentachlorophenol (PCP): increased susceptibility to tumor growth in adult mice fed technical PCP-contaminated diets. Toxicol. Appl. Pharmacol. 62(1):55-64.

Khan, S.U. 1982. Bound pesticide residues in soil and plants. Res. Rev. 84:1-25.

Kinzell, J.H., N.K. Ames, S.D. Sleight, J.D. Krehbiel, C. Kuo, M.J. Zabik, and L.R. Shull. 1981. Subchronic administration of technical pentachlorophenol to lactating dairy cattle: Performance, general health, and pathologic changes. J. Dairy Sc. 64(1):42-51.

Klopffer, W., G. Kaufmann, G. Rippen, and H.-J. Poremski. 1982. A laboratory method for testing the volatility from aqueous solution: first results and comparison with theory. Ecotoxicol. Environ. Safety. 6(6):545-9.

Kobayashi, K. 1978. Metabolism of pentachlorophenol in fishes. *In* Pentachlorophenol: Chemistry, pharmacology, and environmental toxicology. ed. Rao, K.R. Plenum Press. pp. 89-105.

Kobayashi, K. 1979. Metabolism of pentachlorophenol in fish. *In* Pesticide and xenobiotic metabolism in aquatic organisms. ed. Khan, M.A.Q., J.J. Lech, and J.M. Menn. ACS Symp. Ser. 99. Am. Chem. Soc., Washington, D.C. pp. 131-43.

Kuehl D.W., and R.C. Dougherty. 1980. Pentachlorophenol in the environment. Evidence for its origin from commercial pentachlorophenol by negative chemical ionization mass spectrometry. Environ. Sci. Technol. 14(4):447-9.

LaFleur, L., K. Ramage, T. Eschele, and D.R. Fyke. 1981. Experience with the analysis of pulp mill effluents for chlorinated phenols using an acetic anhydride derivatization procedure. Nat. Council Paper Industry for Air & Steam Improvement, Inc. Tech. Bull. 347. pp.25.

Lamb, Guay, Inc. 1979. Outlook for the Canadian treated wood industry: 1978-1983. Lamb, Guay, Inc. Montreal, Que. 88 pp.

Lamour, M. 1982. Dosage du pentachlorophénol dans les produits de protection du bois par chromatographie en phase gazeuse. Material und Organismen 17(1):67-79.

Lanouette, M., and W.P. Cochrane. 1984. High pressure liquid chromatographic determination of impurity phenols in technical pentachlorophenol using electrochemical detection (Coulometric mode). J.A.O.A.C. (In press).

LeBlanc, G. A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(5):684-91.

Lee, B.E., M.D. Lacroix, G.A.J. Dupont, and J.A. Scott. 1984. The determination of pentachlorophenol residues in tallow. J.A.O.A.C. (In press).

Lee, R. F., and C. Ryan. 1979. Microbial degredation of organochlorine compounds in estuarine waters and sediments. *In* Proc. Workshop: Microbial degredation of pollutants in marine environments. ed. Bourquin, A.W. and P.H. Pritchard. U.S. EPA Rpt. EPA-600/9-79-012. pp. 443-50.

Leighty, E.G., and A.F. Fentiman, Jr. 1982. Conjugation of pentachlorophenol to palmitic acid by liver microsomes. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28(3):329-33.

Liu, D., K. Thomson, and K.L.E. Kaiser. 1982. Quantitative structure-toxicity relationship of halogenated phenols on bacteria. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29(4):130-6.

Liu, D., K. Thomson, and W.M.J. Strachan. 1981. Biodegredation of pentachlorophenol in a simulated aquatic environment. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26(1):85-90.

Liu, S.-Y., R.D. Minard, and J.-M. Bollag. 1981. Coupling reactions of 2,4-dichlorophenol with various anilines. J. Agric. Food Chem. 29(2):253-7.

MacKnight, S.D., and R.J. LeBlanc. 1981. Chlorinated phenols/phthalate esters in industrial effluents. Contract Rpt. MacLaren Plansearch Ltd. DSS File No. KE204-0-0096. Environ. Canada, Dartmouth, N.S.

McConnell, E.E., J.A. Moore, B.N. Gupta, A.H. Rakes, M.I. Luster, J.A. Goldstein, J.K. Haseman, and C.E. Parker. 1980. The chronic toxicity of technical and analytical pentachlorophenol in cattle. I. Clinicopathology. Toxicol. Appl. Pharmacol. 52(3):468-90.

Minard, R.D., S.-Y. Liu, and J.-M. Bollag. 1981. Oligomers and quinones from 2,4-dichlorophenol. J. Agric. Food Chem. 29(2):250-3.

Mundy, D.E., and A.F. Machin. 1981. Determination of pentachlorophenol and related compounds in animal materials by high performance liquid chromatography and gas chromatography. J. Chromatog. 216:229-38.

Murray, H.E., G.S. Neff, Y. Hrung, and C.S. Giam. 1980. Determination of benzo(a)-pyrene, hexachlorobenzene and pentachlorophenol in oysters from Galveston Bay, Texas. Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 25(4):663-7.

Murray, H.E., L.E. Ray, and C.S. Giam. 1981. Analysis of marine sediment, water and biota for selected organic pollutants. Chemosphere 10(11/12):1327-34.

National Research Council of Canada. 1981a. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins: criteria for their effects on man and his environment. Assoc. Comm. Scientific Criteria for Environ. Quality. Subcommitee on Pesticides and Industrial Organic Chemicals in association with Subcommittee on Water. Environ. Secretariat Pub. No. NRCC 18574. 251 pp. (En français également)

National Research Council of Canada. 1981b. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins: limitations to the current analytical techniques. Assoc. Comm. Scientific Criteria for Environ. Quality. Subcommittee on Pesticides and Industrial Organic Chemicals in association with Subcommittee on Water. Environ. Secretariat Pub. No. NRCC 18576. 172 pp. (En français également)

National Research Council of Canada. 1982. Chlorinated phenols: criteria for environmental quality. Assoc. Comm. Scientific Criteria for Environ. Quality. Subcommittee on Pesticides and Industrial Organic Chemicals in association with Subcommittee on Water. Environ. Secretariat Pub. No. NRCC 18578. 191 pp. (En français également)

Niimi, A.J. 1982. Personal Communication to P.A. Jones, May 31, 1982.

Niimi, A.J., and C.A. McFadden. 1982. Uptake of sodium pentachlorophenate (NaPCP) from water by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) exposed to concentrations in the ng/L range. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28(1):11-9.

Nitka, D.M., M. Parmentier, and D.B. Easty. 1982. Sorption of pentachlorophenol by unbleached wood pulp fibers. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28(5):605-10.

Owen, J.W., and S.W. Rosso. 1981. Effects of sublethal concentrations of pentachlorophenol on the liver of bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26(5):594-600.

Paasivirta, J., J. Sarkka, T. Leskijarvi, and A. Roos. 1980. Transportation and enrichment of chlorinated phenolic compounds in different aquatic food chains. Chemosphere 9(7/8):441-56.

Paasivirta, J., J. Sarkka, K. Surma-Aho, T. Humppi, T. Kuokkanen, and M. Marttinen. 1983. Food chain enrichment of organochlorine compounds and mercury in clean and polluted lakes of Finland. Chemosphere 12(2):239-252.

Parker, C.E., W.A. Jones, H.B. Matthews, E.E. McConnell, and J.R. Hass. 1980. The chronic toxicity of technical and analytical pentachlorophenol in cattle. II. Chemical analyses of tissues. Toxicol. Appl. Pharmacol. 55(2):359-69.

Phipps, G.L., G.W. Holcombe, and J.T. Fiandt. 1981. Acute toxicity of phenol and substituted phenols to the fathead minnow. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26(5):585-93.

Pierce, R.H., Jr., and D.M. Victor. 1978. The fate of pentachlorophenol in an aquatic ecosystem. *In* Pentachlorophenol: chemistry, pharmacology, and environmental toxicology. *ed.* Rao, K.R. Plenum Press. pp. 41-52.

Rao, K.R., F. R. Fox, P.J. Conklin, and A.C. Cantelmo. 1981. Comparative toxicology and pharmacology of chlorophenols: studies on the grass shrimp, *Palaemonetes pugio.* Vernberg, F.J., A. Calabrese, F.P. Thurberg, and W.B. Vernberg. *eds.* Biological Monitoring of Marine Poilutants. Academic Press, N.Y. pp. 37-72.

Rapson, W.H., M.A. Nazar, and V.V. Butsky. 1980. Mutagenicity produced by aqueous chlorination of organic compounds. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(4):590-6.

Rasanen, L., M.L. Hattula, and A.U. Arstila. 1977. The mutagenicity of MCPA and its soil metabolites, chlorinated phenols, catechols, and some widely used slimicides in Finland. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18(5):565-71.

Renberg, L., and K. Lindstrom. 1981. C^{18} Reversed-phase trace enrichment of chlorinated phenols, guaiacols and catechols in water. J. Chromatog. 214(3):327-34.

Rudling, L. 1970. Determination of pentachlorophenol in organic tissue and water. Water Res. 4:533-7.

Saarikoski, J., and M. Viluksela. 1981. Influence of pH on the toxicity of substituted phenols to fish. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 10(6):747-53.

Saarikoski, J., and M. Viluksela. 1982. Relation between physicochemical properties of phenols and their toxicity and accumulation in fish. Ecotoxicol. Environ. Safety 6(6):501-12.

Schauerte, W., J.P. Lay, W.Klein, and F. Korte. 1982. Influence of 2,4,6-trichlorophenol and pentachlorophenol on the biota of aquatic systems. Chemosphere 11(1):71-9.

Schonhaber, R., A. Schwarz, and D. Kranl. 1982. Vergleichende untersuchungen zur bestimmung von pentachlorophenol in champignons mittels hochdruck-flussigkeits-chromatographie und gaschromatographie. Deutsche Lebensmittel-Rundschau 78(7):254-7.

Scott, B.F., E. Nagy, J. Hart, and B.K. Afghan. 1982. New extraction/gc technique finds traces of water pollutants. Indust. Res. Develop. 24(4):130-5.

Stott, D.E., J.P. Martin, D.D. Focht, and K. Haider. 1983. Biodegradation, stabilization in humus, and incorporation into soil biomass of 2,4-D and chlorocatechol carbons. Soil Sc. Soc. Am. J. 47(1):66-70.

Tagatz, M.E., J.M. Ivey, N.R. Gregory, and J.L. Oglesby. 1981. Effects of pentachlorophenol on field- and laboratory-developed estuarine benthic communities. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26(1):137-43.

Tam T.-Y., and J.T. Trevors. 1981. Effects of pentachlorophenol on asymbiotic nitrogen fixation in soil. Water, Air, Soil Pollut. 16(4):409-14.

Thomas, P., R.S. Carr, and J.M. Neff. 1981. Biochemical stress responses of mullet *Mugil cephalus* and polychaete worms *Neanthes virens* to pentachlorophenol. Vernberg, F.J., A. Calabrese, F.P. Thurberg, and W.B. Vernberg. *eds.* Biological Monitoring of Marine Pollutants. Academic Press, N.Y. pp. 73-103.

Trevors, J.T. 1982a. Effect of temperature on the degradation of pentachlorophenol by *Pseudomnas* species. Chemosphere 11(4):471-5.

Trevors, J.T. 1982b. Differences in the sensitivity of short-term bioassays. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28(6):655-9.

Trevors, J.T., C.I. Mayfield, and W.E. Inniss. 1981. A rapid toxicity test using *Pseudomonas fluorescens.* Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26( ):433-9.

Trevors, J.T., C.I. Mayfield, and W.E. Inniss. 1982. Effects of sequence of exposure to chlorophenols in short-term bacterial bioassays. Arch. Environmental Contam. Toxicol. 11(2):203-7.

Trujillo, D.A., L.E. Ray, H.E. Murray, and C.S. Giam. 1982. Bioaccumulation of pentachlorophenol by killifish (*Fundulus similus*). Chemosphere 11(1):25-31.

Ugland, K., E. Lundanes, T. Greibrokk, A. Bjorseth. 1981. Determination of chlorinated phenols by high performance liquid chromatography. J. Chromatog. 213(1):83-90.

United States Environmental Protection Agency. 1979. Reviews of the environmental effects of pollutants: XI. Chlorophenols. Rpt. prepared by Kozak, V.P., G.V. Simsiman, G. Chesters, D. Stensby, and J. Harkin. U.S. EPA Rpt. EPA-600/1-79-012. 492 pp.

United States Environmental Protection Agency. 1980a. Ambient water quality criteria for 2-chlorophenol. EPA 440/5-80-034.

United States Environmental Protection Agency. 1980b. Ambient water quality criteria for 2,4-dichloropenol. EPA 440/5-80-042.

United States Environmental Protection Agency. 1980c. Ambient water quality criteria for pentachlorophenol. EPA 440/5-80-065.

United States Environmental Protection Agency. 1980d. Ambient water quality criteria for chlorinated phenols. EPA 440/5-80-032.

United States Environmental Protection Agency. 1980e. Water quality criteria documents availability. Fed. Reg. 45(231): 79318-400.

United States Environmental Protection Agency. 1981a. Wood preservative pesticides. Creosote, pentachlorophenol and the inorganic arsenicals. (Wood uses). U.S. EPA Position Document No. 2/3.

United States Environmental Protection Agency. 1981b. Timber products processing point source category. Fed. Reg. 46(16):8260-95.

Van Rossum, P., and R.G. Webb. 1978. Isolation of organic water pollutants by XAD resins and carbon. J. Chromatog. 150:381-92.

Virtanen, M.T., and M.-L. Hattula. 1982. The fate of 2,4,6-trichlorophenol in an aquatic continuous-flow system. Chemosphere 11(7):641-9.

Wallin, B.K., A.J. Condren, and R.L. Walden. 1981. Removal of phenolic compounds from wood preserving wastewaters. Proj. Summary Rpt. U.S. EPA, Industrial Environ. Res. Lab., Cincinnati, OH 45268. EPA-600/S2-81-043. April 1981.

Warren, J.S., L.L. Lamparski, R.L. Johnson, and R.M. Gooch. 1982. Determination of pentachlorophenol volatilized from wood via collection on silca gel. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29(6):719-26.

Weber, K., and W. Ernst. 1978. Levels and patterns of chlorophenols in water of the Weser Estuary and the German Bight. Chemosphere 7(11):873-9.

Wegman, R.C.C., and A.W.M. Hofstee. 1979. Chlorophenols in surface waters of the Netherlands (1976-1977). Water Res. 13:651-7.

Wegman, R.C.C., and H.H. van den Broek. 1983. Chlorophenols in river sediment in the Netherlands. Water Res. 17(2):227-30.

Weiss, U.M., P. Moza, I. Scheunert, A. Haque, and F. Korte. 1982. Fate of pentachlorophenol-^{14}C in rice plants under controlled conditions. J. Agric. Food Chem. 30(6): 1186-90.

Weiss, U.M., I. Scheunert, W. Klein, and F. Korte. 1982. Fate of pentachlorophenol-^{14}C in soil under controlled conditions. J. Agric. Food Chem. 30(6): 1191-4.

Wong, A.S., and D.G. Crosby. 1981. Photodecomposition of pentachlorophenol in water. J. Agric. Food Chem. 29(1):125-30.

Yunker, M.B. 1981. A pelagic marine ecosystem study of the behaviour, pathways, residence time and toxicity of pentachlorophenol. Contract Rpt. Dobrocky Seatech Ltd. DSS File No. 07SB.FP833-9-0943. Institute of Ocean Sciences, Sidney, B.C.

Zullei, N. 1981. Behaviour of disinfectants (chlorophenols) during underground passage. The Sc. Total Environ. 21:215-20.

ANNEXE I

RECTIFICATIFS AU RAPPORT INITIAL (1981)

Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien
(Rapport SPE 3-EC-81-2F)

Page	Correction
III	4e ligne avant la fin. Remplacer "courantes et à venir" par "proposées".
IV	3e ligne avant la fin. Supprimer "current (1979) and".
3	12e du texte. Ajouter "aiguë" dans "la toxicité...des".
12	15e du texte. Remplacer "et de ventes pour les États-Unis" par "et de ventes de PCP pour les États-Unis".
15	4e ligne avant la fin du texte. Remplacer "19 p. cent" par "9 p. cent".
92	À la référence Cluett, "Penticton" et non "Pentic n".
94	4e ligne. Remplacer "Brerh" par "Bremerh."
103	Tableau A1-1. Dans la colonne "Solubilité dans l'eau", déplacer $2,1 \times 10^{-1}$ de 3-CP en 4-CP.
103	Tableau A1-1. La solubilité du PCP dans l'eau est de $3,6 \times 10^{-5}$ et non $3,6 \times 10^{5}$.
103	Tableau A1-1. Sous $pK^{c,e}$, ajouter 5,3 pour le 2, 3, 4, 6-TTCP.
103	Tableau A1-1. Sous pK^{d}, ajouter 5,46 pour le 2, 3, 4, 6-TTCP.
116	14e ligne avant la fin. Remplacer "florosil" par "Florisil".
116	Dernière ligne. Remplacer "florosil" par "Florisil".
138	12e ligne avant la fin. Remplacer "HCDD (1,0 µg/kg/j)" par "HCDD (0,1 µg/kg/j)".
152	Tableau A4-3. Remplacer "*Lebistes reticulat[illegible]*" par "*Poecilia reticulata*".
166	Tableau A4-3. Remplacer "*Lebistes reticulatus*" par "*Poecilia reticulata*".
167	Tableau A4-3. Remplacer "*Lebistes reticulatus*" par "*Poecilia reticulata*".
172	Tableau A4-3. Remplacer "*Fundulus similis*" par "*Fundulus similus*".
174	26e ligne. Remplacer "*Lebistes reticulatus*" par "*Poecilia reticulata*".
176	2e ligne. Remplacer "*similis*" par "*similus*".
211	10e ligne. Remplacer "observées à un niveau aigu" par "décelées".
213	Fig. A7-7. Dans la formule développée de OCDD, supprimer les liaisons entre le cercle intérieur et l'hexagone.
315	À la référence Roberts, H.J., remplacer "A plastic" par "Aplastic".

ANNEXE 2

CONCLUSIONS DU RAPPORT INITIAL DE 1981

Quantités circulant dans le commerce

1° Bien qu'environ 3,4 millions de kg de chlorophénols (CP) soient utilisés annuellement au Canada (chap. 2), les données sont rares concernant la circulation commerciale individuelle des familles de CP, par exemple:

a) les quantités de chaque famille de CP produits au Canada, tant pour l'utilisation interne que pour la revente (voir 2.1.1);

b) les quantités de chaque famille de CP importés au Canada (voir 2.1.3);

c) les quantités de chaque famille de CP exportés du Canada;

d) les quantités de chaque famille de CP et du sel de sodium correspondant, utilisés par les divers secteurs industriels et agricoles (voir 2.2).

Applications

2° Comme les applications pour les CP produits, importés et commercialisés au Canada sont fondées sur le principe de l'activité biologique des CP comme bactéricides, slimicides, fongicides, herbicides et insecticides, elles sont en partie réglementées par Agriculture Canada conformément à la *Loi sur les produits antiparasitaires*. En vertu de la *Loi des aliments et drogues*, c'est de Santé et Bien-être social Canada que relèvent les produits renfermant des CP et destinés à un usage médical ou vétérinaire (voir 2.2.3).

3° La principale application commerciale des CP les plus chlorés est la prévention de la décomposition du bois. On ne connaît qu'imparfaitement l'importance relative dans l'industrie canadienne des demandes d'utilisation, acceptées par Agriculture Canada, autres que celles visant le traitement et la conservation du bois (voir 2.2.2, 2.2.3).

Composition des CP

4° La chloration des phénols pour l'obtention de DCP, TTCP et PCP, le procédé actuellement employé au Canada et aux É.-U., ne constitue pas une technique quantitative. Par exemple, des PCP du commerce contiendront un peu de TTCP (voir 2.1).

Présence de contaminants dans les produits

5° Suite au procédé chimique, tous les phénols les plus chlorés, y compris le trichlorophénol (TCP), les tétrachlorophénols (TTCP) et le pentachlorophénol (PCP) renferment des dibenzo-p-dioxines polychlorées (PCDD) et des dibenzofurannes polychlorés (PCDF), biologiquement actifs. La nature et les quantités de ces impuretés dans

les CP produits au Canada ou importés d'Europe sont assez mal connues, alors que c'est tout le contraire aux É.-U. où l'on possède des renseignements détaillés sur les impuretés présentes dans les CP (voir 3.1).

6° La 2, 3, 7, 8-TCDD, hautement toxique, n'a été signalée que dans le 2, 4, 5-TCP, mais non dans le TTCP ni dans les PCP. Les CDD (hexa-, hepta-, et octa-) sont les seules dioxines à avoir été observées dans le TTCP et le PCP (voir 3.1).

7° Certains PCP importés d'Europe sont produits par hydrolyse alcaline de l'hexachlorobenzène (HCB) et renferment donc HCB comme impureté (voir 2.1).

Voies de pénétration dans l'environnement

8° Les usines de traitement du bois utilisant des CP constituent une des principales voies de pénétration de ces substances dans l'environnement (voir 4.1). Au Canada, on connaît bien le nombre et l'emplacement des installations de traitement sous pression, mais il existe peu de données sur l'emplacement et l'importance des usines à procédés par immersion, ainsi que sur le traitement de leurs effluents (voir 2.2.1 dans l'annexe 9).

9° Le traitement pour la conservation du bois, s'il y a un excès de mélange huile-PCP, peut entraîner des fuites de PCP à partir du bois dans l'environnement, particulièrement lorsque la surface du bois est en contact avec de grandes quantités d'eau (voir 6.2.4).

10° Les études relatives à la libération de CP dans l'environnement à partir des sources de production et de traitement ont été insuffisantes, et elles n'abordent généralement pas la question du volume des fuites intermittentes durant la transformation et le stockage des matériaux traités, ni la libération de CP dans l'air ou dans l'eau à partir des déchets et des effluents (voir 4.1, 4.2 et annexe 9).

11° Une quantité inconnue de CP pénètre dans l'environnement, par suite de l'emploi dans des produits médicaux ou vétérinaires, ou encore dans des produits hygiéniques utilisés à la maison, dans les hôpitaux et sur les fermes (voir 2.2.3).

12° Les CP peuvent se former dans l'environnement par interaction du chlore aqueux avec certaines molécules organiques (voir 4.2.3).

Concentrations de CP dans l'environnement

13° D'après les données que l'on possède sur les résidus de CP, il n'y a aucun doute que ces substances sont omniprésentes dans l'environnement canadien. Elles ont été décelées dans la couverture neigeuse, l'eau d'infiltration des décharges, les effluents résiduaires, les sédiments, les déchets, et dans des organismes aquatiques et terrestres (voir 5).

14° On possède peu de renseignements sur les concentrations et les sources de CP dans les eaux de surface au Canada (voir 5.1.1).

15° Des études récentes sur les concentrations de résidus de PCP dans les sédiments et chez les poissons des Grands lacs montrent que le bassin de ces lacs a été largement contaminé par le PCP. On peut tracer un parallèle entre les concentrations de PCP et le niveau de développement urbain et industriel de chaque bassin hydrographique (voir 5.1.2).

16° Les renseignements sont rares en ce qui concerne les résidus de CP chez les invertébrés et les vertébrés aquatiques au Canada (voir respectivement 5.1.4.1 et 5.1.4.2).

17° Des études sur le métabolisme du PCP chez le poisson ont montré que la vésicule biliaire était un organe très utile pour la surveillance qualitative de certains agents xénobiotiques dans l'eau (voir 5.2 en annexe).

Concentrations de PCDD et de PCDF dans l'environnement

18° Des méthodes et un équipement analytiques perfectionnés, mis au point pendant les années 1970, ont permis de déceler des PCDD et des PCDF dans des échantillons prélevés dans l'environnement jusqu'à des concentrations de quelques ppt (voir 6.1, 6.2, 6.3, 6.4, 6.5.2, 6.6 et 2.2 en annexe). Jusqu'ici aucune donnée n'a été publiée pour indiquer la présence de PCDD ou PCDF dans l'environnement canadien (voir 6.3, 6.4, 6.5 et 6.6), si ce n'est la caractérisation des cendres volantes provenant des incinérateurs municipaux en Ontario comme source potentielle de PCDF et PCDD (voir 6.2).

Concentrations de CP dans l'environnement humain

19° Aux USA, des concentrations décelables de PCP ont été relevées chez des troupeaux laitiers en complète réclusion dans des granges en bois traité au PCP (voir 5.2.4). Il n'existe pas de données pour des situations comparables au Canada.

20° Aux États-Unis, on a décelé du PCP dans l'urine et le sperme de personnes non exposées dans leurs milieux de travail (voir 5.2.5).

21° Des aliments et du fourrage ont été contaminés par les CP pendant le stokage ou le transport (voir 5.2.6, 5.2.7).

22° On a trouvé des résidus de CP et de chloroanisols dans des produits d'animaux, particulièrement la volaille et les oeufs, lorsque des copeaux de bois contaminés par les CP servaient de litière. Les copeaux étaient des déchets provenant d'usines de traitement du bois (voir 5.2.2, 5.2.4).

23° Actuellement, au Canada, on ne dispose d'aucune donnée sur les CP dans l'atmosphère (voir 6.2.6 en annexe).

Concentrations de PCDD et de PCDF dans l'environnement humain

24° On a décelé des PCDD et PCDF dans les cendres volantes, le gaz de carneau, les particules atmosphériques (voir 6.2, 6.3) et dans les aliments (voir 6.6).

Goût et odeur

25° Les CP présents en très faibles quantités dans l'eau peuvent en altérer le goût et l'odeur, ou encore changer la saveur du poisson (voir 4.2.1.2 en annexe).

Analyse des résidus de CP

26° La plupart des méthodes qui ont été publiées pour l'analyse de CP dans le cas de traces dans des échantillons prélevés dans l'environnement reposent sur la chromatographie en phase gazeuse - avec détecteurs à capture d'électrons - de CP et de leurs dérivés, accompagnée de techniques d'extraction et de fractionnement appropriées (voir 2.1 en annexe).

Analyse des résidus de PCDD et de PCDF

27° Peu de laboratoires au Canada ou aux États-Unis ont l'équipement pour mesurer des concentrations de PCDD ou de PCDF de l'ordre de parties par trillion dans des échantillons prélevés dans l'environnement. La surveillance, la détection et l'analyse quantitative de ces substances seront donc tributaires de cette lacune (voir 2.2 en annexe).

Mode d'action

28° On ne connaît pas exactement le mode d'action du PCP, mais il est possible qu'il exerce une action découplante de la phosphorylation oxydative. La toxicité des CP pour les mammifères pourrait en partie être due à la perturbation des membranes (voir 5.1 en annexe).

29° On ne connaît pas le mode d'action des PCDD et PCDF, si ce n'est qu'ils altèrent plusieurs systèmes enzymatiques (voir 5.1 en annexe).

Métabolisme

30° Des études sur le métabolisme du PCP chez les rats ont démontré qu'il y avait déchloration rapide (voir 5.2 en annexe).

31° Le pentachlorophényl-β-glucuronide est un métabolite du PCP chez les poissons et les mammifères. La tétrachloro-p-hydroquinone, 2, 3, 4, 5-TTCP, et le tétrachloropyrocatéchol ont également été identifiés comme métabolites du PCP chez les mammifères, y compris l'homme (voir 5.2 en annexe).

32° Certaines PCDD à faible teneur en chlore sont métabolisées chez les rats en dérivés mono- et dihydroxylés (voir 5.2 en annexe).

33° Aucun métabolite de la TCDD n'a été caractérisé. Le métabolisme des PCDD se produit exclusivement par l'intermédiaire des 2, 3-époxydes; dans le cas des TCDD, ces positions sont bloquées (voir 5.2 en annexe).

34° La demi-vie de la 2, 3, 7, 8-TCDD chez les rats est respectivement de 12 et 15 ans chez les mâles et les femelles (voir 3.1.2.2 en annexe).

35° La demi-vie biologique des PCDF chez les souris a été évaluée à deux semaines (voir 5.2 en annexe).

Toxicologie

36° Les CP jouent un rôle toxicologique important pour les organismes dans l'environnement. Ils accusent une toxicité croissante à mesure que le nombre d'atomes de chlore substitués dans le cycle phénolique augmente (voir 3.1.1.1 en annexe).

37° Les effets toxiques des CP sur les organismes aquatiques sont beaucoup plus nets que sur les organismes terrestres (voir 4.1.1, 4.1.2, 4.1.3 en annexe).

38° Les statistiques établies par divers organismes gouvernementaux, relativement au nombre de poissons tués par exposition au CP, ne sont peut-être pas très sûres, et le nombre de cas risque d'être sous-évalué (voir 4.2.1.1 en annexe).

39° Le PCP a été impliqué dans quelques cas d'empoisonnements industriels au Canada, par suite d'une utilisation maladroite de cette substance toxique (voir 3.2.3 en annexe).

40° Des études expérimentales sur des animaux de laboratoire ont montré que le 2, 3, 4, 6-TTCP n'exerçait qu'un degré minimal de toxicité sur le foetus ou l'embryon, et qu'il n'était ni tératogène, ni létal pour l'embryon. Le PCP n'était pas tératogène, mais se révélait hautement toxique et même létal pour l'embryon. Les résultats expérimentaux indiquent aussi une relation directe entre la présence de lésions tumorigènes chez des animaux de laboratoire et la structure isomère des CP (voir 3.1.1.4 en annexe).

41° Même s'ils ne sont pas entièrement concluants, les résultats négatifs de l'essai d'Ames montrent qu'il est peu probable que les composés DCP, TCP, TTCP ou PCP soient mutagènes (voir 3.1.1.4 en annexe).

42° Même si les PCDD et les PCDF comprennent des isomères très toxiques pour les organismes, comme la 2, 3, 7, 8-TCDD, d'autres sont beaucoup moins nocifs. La toxicité peut être en partie reliée au degré de chloration des positions 2, 3, 7 ou 8 (voir 3.1.2.1 en annexe).

43° Il existe peu d'information sur la toxicité des PCDD pour les organismes aquatiques. Les recherches portant sur la toxicité de la TCDD vis-à-vis des poissons ont permis d'observer une réaction paraissant retardée, et ce pour une durée d'exposition moindre que la concentration d'exposition (voir 4.1.4 en annexe).

44° La dioxine 2, 3, 7, 8-TCDD est connue pour son action tératogène chez les souris et les rats (voir 3.1.2.6 en annexe).

45° L'ingestion pendant toute leur vie, par des rats Sprague-Dawley, de 0,001 µg de 2, 3, 7, 8-TCDD/kg de poids corporel/jour n'a entraîné aucun effet nettement toxique; cependant, un taux d'ingestion plus élevé de TCDD, soit 0,1 µg de 2, 3, 7, 8-TCDD/kg/jour, a provoqué des effets toxicologiques multiples (voir 3.1.2.2 en annexe).

46° Une étude de régime alimentaire de deux ans, avec des rats Sprague-Dawley, nourris à un régime contenant une dose hebdomadaire de 0,001 µg TCDD/kg de poids corporel, entraîna une augmentation de l'incidence de certains types de tumeurs, comparativement à des rats témoins (voir 3.1.2.6 en annexe).

47° Les CDD suivantes ont été testées pour leur caractère cytogénique chez les rats: DD, 2, 7-DCDD et 2, 3, 7, 8-TCDD. Les résultats montrent que ces substances ne sont pas cytogéniques (voir 3.1.2.6 en annexe).

48° Il a été démontré qu'au moins l'une des PCDD, la 2, 3, 7, 8-TCDD, a une action immunosuppressive (voir 3.1.2.5 en annexe).

49° Les recherches ont révélé que les PCDD ne sont pas toutes semblables quant à leurs propriétés toxicologiques. Par exemple, la 2, 3, 7, 8-TCDD symétrique est très toxique pour l'embryon chez les rats, alors qu'une dose très élevée de 1, 2, 3, 4-TCDD, 800 µg/kg/jour, n'avait aucun effet néfaste dans les mêmes conditions chez les rats (voir 3.1.2.6 en annexe).

50° Les PCDD ont provoqué des cas d'oedème et d'acné chlorique chez les poussins (voir 3.3 en annexe).

Propriétés physico-chimiques

51° Même si les propriétés physiques et chimiques des CP ont été assez bien décrites (voir 1.1.2 en annexe), celles des PCDD et des PCDF sont moins bien connues (voir 1.2.2 en annexe).

Dynamique chimique

52° Parmi les mécanismes intervenant dans le transport environnemental des CP, on peut citer les suivants: adsorption (voir 6.2.1 en annexe), diffusion et volatilisation (voir 6.2.2 en annexe), lessivage (voir 6.2.3 en annexe), déplacement en surface (voir 6.2.5 en annexe), et déplacement dans l'atmosphère (voir 6.2.6 en annexe).

53° Même si les CP sont des contaminants de l'eau et du sol, leur volatilité modérée (0,00011 mm Hg pour le PCP) laisse supposer que le transport atmosphérique constitue une voie de pénétration importante (voir 6.2.6 en annexe).

54° Il y a bioconcentration des CP et des PCDD chez les organismes aquatiques (voir respectivement 8.1 et 8.2 en annexe).

55° Chez le poisson, les concentrations les plus élevées de CP ont été décelées dans les organes suivants: vésicule biliaire, foie, et branchies (voir 5.2 en annexe).

56° Les CP peuvent être dégradés dans l'environnement par action chimique (voir 6.1.1 en annexe), photochimique (voir 6.1.2 en annexe) et microbiologique (voir 6.1.3 en annexe). La force relative de ces diverses actions dépend de facteurs comme: 1) les paramètres physiques du milieu (par ex., dans une solution aqueuse de NaPCP, la vitesse de la réaction photochimique diminue avec le pH (voir 6.1.2 en annexe); 2) l'énergie disponible pour la réaction (par ex., à mesure que l'intensité lumineuse augmente, il y a accroissement de la vitesse de réaction (voir 6.1.2 en annexe); 3) l'interdépendance des réactions (par ex., dans la décomposition du PCP dans le sol, on pense que la dégradation chimique est causée et favorisée par l'action microbienne (voir 6.1.1.2 en annexe).

57° La photodécomposition du PCP, aussi bien en solution qu'en milieu solide, s'est révélée plus ou moins négligeable quant à la disparition de ce produit dans l'environnement, contrairement au NaPCP qui est instable une fois exposé au rayonnement UV (voir 6.1.2 en annexe).

58° La production dans l'environnement de PCDD et PCDF peut se produire par: a) photolyse d'impuretés au sein des CP (voir 7.1.1 en annexe); b) pyrolyse de produits du bois contenant des CP (voir 7.1.2 en annexe); c) génération thermique lors du chauffage de gaz renfermant des CP sous forme d'impuretés (voir 7.1.2 en annexe).

59° La dégradation dans l'environnement des PCDD et PCDF peut se faire par action photolytique (voir 7.2.1 en annexe), par dégradation thermique (voir 7.2.2 en annexe), et plus rarement par action microbienne (voir 7.2.3 en annexe).

60° Les PCDD sont peu mobiles dans le sol. Le principal mécanisme de déplacement de sol contaminé par des PCDD serait l'érosion en surface, ou le transport de sédiments dans l'eau (voir 7.3.1, 7.3.2 en annexe).

61° Bien qu'il n'y ait eu aucune vérification, il est probable que les PCDD et les PCDF sont transportés dans l'atmosphère par les traînées provenant des incinérateurs (voir 7.3.3 en annexe).

62° Les modèles chimiodynamiques étaient un outil des plus utiles pour l'étude de la destination finale des CP et de leurs impuretés y compris les PCDD, dans les écosystèmes aquatiques, terrestres-aquatiques et terrestres. Malheureusement, ils ont fourni peu d'information (voir 8.3 en annexe).

Persistance

63° Les données sont rares en ce qui concerne l'épuisement ou la persistance des CP dans le bois traité, tant en eau douce qu'en eau marine (voir 6.2.3 en annexe). Rares aussi

sont les données sur le déplacement des CP à partir du bois traité jusque dans l'environnement aquatique (voir 6.2.4 en annexe).

Traitement des déchets

64° On possède la technique voulue pour traiter les déchets industriels, liquides ou solides, contaminés par des CP, et en réduire la teneur à des concentrations inoffensives pour l'environnement (voir l'annexe 9).

65° Peu de recherches ont été effectuées sur l'utilisation de puits profonds pour l'élimination de déchets liquides renfermant des CP, et sur leur interaction à longue échéance avec les formations aquifères (voir l'annexe 9).

ANNEXE 3

RÈGLEMENTS SUR LES CHLOROPHÉNOLS AU CANADA

3.1 Produits contenant des chlorophénols, enregistrés en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires

Le tableau A10-2 dans Jones (1981) présentait une liste des produits à base de CP, enregistrés le 1er avril 1980 en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires, administrée par Agriculture Canada. Depuis cette date, un grand nombre des produits figurant sur la liste ont été retirés, précisément cinquante-neuf. Les raisons sont doubles: 1) le 1er janvier 1981, Agriculture Canada a suspendu l'utilisation d'un certain nombre des produits (Circulaire T-1-229. Jones, 1981); 2) le 1er janvier 1981 était la date de renouvellement pour tous les enregistrements de pesticides. Ainsi certains produits, disparus du marché, se trouvaient automatiquement éliminés.

Le 1er février 1983, il y avait 110 produits enregistrés jusqu'au 31 décembre 1985, pour les sept ingrédients actifs à base de chlorophénol mentionnés. De ces produits, 73 se rangent dans la catégorie commerciale, et 37 dans la catégorie domestique (tableau A3-1).

7 février 1983
F. Cedar
P.A. Jones

Tableau A3-1

Produits contenant des chlorophénols, enregistrés conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, au 1er février 1983

Enr. [1]	Marché [2]	Tit. [3]	Agent [4]	Nom du produit	Form. [5]	Garantie [6]	Garantie [6]
TCH - 2, 4, 5-trichlorophénol							
11 990	C	DOW		Dowicide 2 Antimicrobial	SO	TECH 95	
STD - trichlorophénate de sodium							
14 035	C	DRC		Biocide 207	SN	STD 17,30 NAB 7,45	SPC 14,10 IAL 10,00
14 036	C	DRC		Biocide 209	SN	STD 27,8 IAL 10,0	SPC 10,0
11 976	C	DOW		Dowicide 8 Antimicrobial	SO	STD 85	
TCP - tétrachlorophénol plus phénols chlorés apparentés							
12 801	C	RHC		49-167 Tetrachlorophenol	SO	TCP 94	
KTC - tétrachlorophénate de potassium							
16 308	C	CHD		Permatox 180	SN		KTC 28,3
STC - tétrachlorophénate de sodium plus sels de sodium et autres CP							
13 778	C	ALC		Alchem 4135 Fungicide Sap Stain Inhibitor	SN	STC 24	BTO 1,3
16 589	C	CAV		ML-21 Liquid for Control of Bacteria and Fungi	SN	NAB 7,45 SPC 14,10 STC 17,30	
9 933	C	CHD		Permatox 100 Liquid Fungicide Concentrate	SN	STC 22,82 PML 0,4	SMM 6,33
11 039	C	CHD		Chapco SSC Concentrate Liquid Fungicide for Lumber and Timber	SN	STC 22,82	SMM 13,23
13 585	C	DIM		Diatox	SN	STC 24,2	

Tableau A3-1

Produits contenant des chlorophénols, enregistrés conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, au 1er février 1983 (suite)

Enr. [1]	Marché [2]	Tit. [3]	Agent [4]	Nom du produit	Form. [5]	Garantie [6]	Garantie [6]
STC - tétrachlorophénate de sodium plus sels de sodium et autres CP (suite)							
10 924	C	VAR		VW and R Guardsman Stain Control - Woodbrite 24	SN	SPC 7,68 BNS 2	STC 16,32
14 874	C	WAB		18-600 Woodsheath Cherry Brown 10,0 IG	SU	STC 6,9	
15 976	C	WAB		18-528 Woodsheath Seabrite - 10,0 IG	SU	STC 14,2	
16 916	C	WAB		18-706 Tetra Concentrate 18,0 IG	SN	STC 21,93	
16 935	C	WAB		18-708 Woodsheath Clear 10,1 IG	SU	STC 13,59	
PCP - pentachlorophénol et chlorophénols actifs apparentés							
15 407	D	BEG	BPR	Behr Wood Preservative No. 91	SN	PCP 5,0	
10 792	D	BEN		Moorewood Penta Wood Preservative Clear 456-00	SN	PCP 4,8	
8 103	D	CAO		Bulldog Grip Wood Preservative Clear	SN	PCP 4,8	
12 392	C	CAO		Bulldog Grip Wood Preservative Clear	SN	PCP 4,8	
10 889	D	CBE		Mastercraft Clear Wood Preservative and Sealer	SN	PCP 2,85	
13 665	C	CEP		Penta-Mix Wood Preservative	SN	PCP 5	
3 267	C	CHD		Penta Preservative Concentrate 1-10 Wood Preservative Soil Poison	SN	PCP 36,3	TCP 5
8 150	C	CHD		Chapman Penta WR Concentrate 1-5	SN	PCP 22,2	TCP 1,2
8 168	C	CHD		Pol-Nu Pak Ground-Line Pole Treatment Bandage	PA	PCP 8,8	TCP 1,2
8 170	C	CHD		Pol-Nu Penta Preservative Grease for Ground-Line Treatment	PA	PCP 8,8	TCP 1,2
8 654	C	CHD		Timpreg Pak Pol-Nu Type Preservative Grease	PA	PCP 8,8 CRT 15	TCP 1,2 SFL 15
8 656	C	CHD		Timpreg Pol-Nu Type Preservative Grease	PA	PCP 8,8 TCP 1,2	CRT 15 SFL 15

Tableau A3-1

Produits contenant des chlorophénols, enregistrés conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, au 1er février 1983 (suite)

Enr. [1]	Marché [2]	Tit. [3]	Agent [4]	Nom du produit	Form. [5]	Garantie [6]	Garantie [6]
PCP - pentachlorophénol et chlorophénols actifs apparentés (suite)							
10 617	C	CHD		Timpreg B Pol-Nu Type Wood Preservative Grease	PA	PCP 8,8 BNA 15,5	TCP 1,2
12 038	C	CHD		Timpreg B (Special) Wood Preservative Grease	PA	PCP 8,8 CRT 15,5	TCP 1,2 BNA 15,50
12 163	C	CHD		PQ-10 Liquid Fungicide for Lumber and Timber	EC	CUQ 5,0 TCP 2,4	PCP 17,6
14 904	C	CPT		Goodyear Penta Wood Preserver	SN	PCP 5,0	
14 905	C	CPT		Goodyear Wood Preserver Black	SN	PCP 5,0	
17 129	C	CUB	CAX	Cuprinol Penta No. 2	SN	PCP 4,75	
17 130	C	CUB	CAX	Cuprinol Penta No. 2 (WR)	SN	PCP 4,75	
15 341	C	DIV		Kleen-Phene Disinfectant	SN	BCP 1,79 PCP 0,46 SLS 4 TCP 0,063	IAL 10 PHA 1,02 SXS 1 TNM 1,17
8 404	C	DOO		CCC Pentol Wood Preservative for Field Cuts	SN	PCP 5	
12 534	C	DOO		Domtar Pentachlorophenol - Industrial Wood Preservative	GR	PCP 96	
11 974	C	DOW		Dowicide EC-7 Antimicrobial	GR	PCP 88	TCP 12
14 120	D	DUK		Woodsol Paintable Penta Clear	SN	PCP 4,8	
7 270	D	DUR		Wood Preservative Clear	SN	PCP 5	
14 054	C	DUR		Wood Preservative Clear	SN	PCP 4,85	
15 036	D	GHC		Protox Clear	SN	PCP 5	
17 006	D	GHC		Protox Preservatif Pour Bois - Brun	SN	PCP 5,0	
9 110	D	HOS		Super Solignum 10-10 Clear Wood Preservative	SN	PCP 4,8	
12 510	D	HOS		Super Solignum Wood Preservative Stain 10-14, Walnut	SN	PCP 3,1	

Tableau A3-1

Produits contenant des chlorophénols, enregistrés conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, au 1er février 1983 (suite)

Enr. [1]	Marché [2]	Tit. [3]	Agent [4]	Nom du produit	Form. [5]	Garantie [6]	Garantie [6]
PCP - pentachlorophénol et chlorophénols actifs apparentés (suite)							
12 512	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-16, Teakwood	SN	PCP 3,1	
12 513	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-15, Black	SN	PCP 3,1	
12 514	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-200, Bungalo White	SN	PCP 3,1	
12 515	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-68, Straw	SN	PCP 3,1	
12 516	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-66, Drift Wood	SN	PCP 3,1	
12 518	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-63, Dark Brown	SN	PCP 3,1	
12 519	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-62, Brunswick Green	SN	PCP 3,1	
12 520	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-23, Mahogany	SN	PCP 3,1	
12 521	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-22, Cedar	SN	PCP 3,1	
12 522	D		HOS	Super Solignum Wood Preservative Stain 10-21, Redwood	SN	PCP 3,1	
6 948	D		LAT	Later's Pentachlorophenol SN Ready-to-use Wood Preservative	SN	PCP 5	
6 950	C		LAT	Later's Pentachlorophenol Wood Preservative 1-10 Liquid Concentrate	SN	PCP 40	
10 320	D		LAV	Laurentide Paint Wood Preservative Clear G-14	SN	PCP 4,8	
11 713	D		LEG	Rez Penta Wood Preservative Clear	SN	PCP 5	
11 714	D		LEG	Rez Penta Wood Preservative Green	SN	PCP 5	
6 410	D		NNP	Tim-Ber-Lox Fungicide Wood Preservative Green 4410	SN	PCP 4,75	

Tableau A3-1

Produits contenant des chlorophénols, enregistrés conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, au 1er février 1983 (suite)

Enr. [1]	Marché [2]	Tit. [3]	Agent [4]	Nom du produit	Form. [5]	Garantie [6]	Garantie [6]
PCP - pentachlorophénol et chlorophénols actifs apparentés (suite)							
10 369	D	NNP		Tim-Ber-Lux Fungicidal Wood Preservative Clear 4413	SN	PCP 4,75	
12 374	D	OSD		Pentox Penta Green Wood Preservative	SN	PCP 5	
13 636	D	OSD		Pentox Wood Preservative Brown	SN	PCP 3,85	
17 047	C	OSD		Pentox 1 + 10 Penta	SN	PCP 40	
14 482	C	POS	FIT	24-12 Wood Preservative solution	SN	PCP 5	
14 077	C	POS	FIT	Osmose Osmoplastic Wood Preserving Compound	SU	CRT 20 KDC 3,1 SFL 43,7	DNP 2 PCP 2,21
16 864	C	POS	FIT	Osmoplastic - B Wood Preservative Compound	PA	BNA 15 CRT 15 PCP 10	
14 095	C	REB		Penta Preservative 1-10	SN	PCP 36,3	TCP 5
9 535	D	REC		Penta-Phenol Clear Paintable Wood Preservative and Primer-Sealer	SN	PCP 4,8	
12 800	C	RHC		RCL 49-162 Pentachlorophenol for Manufacturing Purposes Only	GR	PCP 96	
16 395	D	ROC		Woodlife Liquid Water Repellent Wood Preservative	SN	PCP 4,8	
8 227	D	ROR		ROZ-TOX Clear Wood Preservative and Sealer	SN	PCP 2,85	
10 633	C	SAJ		Sanitized Van Interior Aerosol	PP	PCP 0,1 MGK 1,67	PYR 0,5 PBU 1
16 490	C	SAJ		United Van Lines Sanitized Van Interior Spray	PP	MGK 1,67 PBU 1,0	PCP 0,1 PYR 0,5
8 789	C	STD		Stangard Penta Wood Preservative Concentrate 1-10	SN	PCP 41	
8 791	C	STD		Stangard Paintable Penta Clear Wood Preservative	SN	PCP 5	
8 799	C	STD		Stangard Penta WR Wood Preservative Concentrate 1-4	SN	PCP 21	

Tableau A3-1

Produits contenant des chlorophénols, enregistrés conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, au 1er février 1983 (suite)

Enr. [1]	Marché [2]	Tit. [3]	Agent [4]	Nom du produit	Form. [5]	Garantie [6]	Garantie [6]
PCP - pentachlorophénol et chlorophénols actifs apparentés (suite)							
8 801	C	STD		Stangard Penta WR Water Repellent Wood Preservative	SN	PCP 5	
11 774	C	STD		Stangard Penta Green Wood Preservative	SN	PCP 5	
13 008	D	STD		Stangard Paintable Penta Clear Wood Preservative	SN	PCP 5	
13 010	D	STD		Stangard Penta WR Water Repellent Wood Preservative	SN	PCP 5	
13 091	D	STD		Stangard Penta Green Wood Preservative	SN	PCP 5	
13 618	C	STD		Stangard Penta Grease 10 Groundline Wood Preservative	PA	PCP 10	
15 987	C	STN		Horntox Clear Wood Preservative	SN	PCP 0,06 ZNN 2,0	
15 988	C	STN		Horntox Green Wood Preservative	SN	CUN 2,0 PCP 0,06	
3 608	C	TEI		Nevarot Water Repellent Wood Preservative	SN	PCP 4,75	
15 143	C	TIR	BAO	Pole Topper Fluid Wood Preservative	SN	PCP 8,8	TCP 1,2
15 144	C	TIR	BAO	Osmoband Wood Preservative Bandage	PA	CRT 15 SFL 20	PCP 8,8 TCP 1,2
16 915	C	TIR	BAO	PCP 1 to 10 Concentrate Wood Preservative	SN	PCP 35,86 TCP 4,17	
17 039	C	UNR		Uniroyal 17 039 Pentachlorophenol Oiled	SO	PCP 96	
10 925	C	VAR		Guardsman Penta Preservative 1-10	SN	PCP 43	
12 303	C	VAR		Guardsman Penta Preservative	SN	PCP 4,25	
12 319	C	VET	ARH	Mystox LSE Bacteriostatic and Fungistatic Additive	EC	PCF 25	PCP 0,5
16 917	C	WAB		18-116R Wood Sealer T-678 Gold	SU	PCP 4,39	
14 204	D	WEW		Woodlife Liquid Water Repellent Wood Preservative	SN	PCP 5	
14 205	C	WEW		Woodlife Liquid Water Repellent Wood Preservative	SN	PCP 5	
14 206	C	WEW		Woodlife 3:1 Concentrate Wood Preservative	SN	PCP 16,3	

Tableau A3-1

Produits contenant des chlorophénols, enregistrés conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires, au 1er février 1983 (suite)

Enr. [1]	Marché [2]	Tit. [3]	Agent [4]	Nom du produit	Form. [5]	Garantie [6]	Garantie [6]
SPC - pentachlorophénate de sodium et sels de sodium d'autres CP							
13 483	C	BEZ		Betz Slimicide A-9	SN	SPC 27,6 SDD 4,0 IAL 10	STD 9,1 QAC 5,0
8 146	C	CHD		Chapman Permatox 10-S	SG	BNS 57	SPC 36
15 574	C	CHD		Napclor-S Antimicrobial	GR	SPC 90	
12 867	C	DEC		Dearcide 712 Liquid Cooling Water Microbistat	SN	SPC 32	STD 8,0
11 992	C	DOW		Dowicide G-ST Antimicrobial	SG	SPC 90	SHO 1,5
16 841	C	NAC		Chem-Aqua 400	SN	SPC 5	
17 005	D	PAA	JOB	Ready-To-Use Moss Stop	SN	SPC 3,6	
13 297	C	PBA		Slimicide Formula Y-100 Pellets	PE	SPC 90	
14 076	C	SAN		Sanfax Pinefax Liquid Disinfectant	SN	IAL 13,5 TYT 2,66 SBC 1,1 SXS 2,8	POI 5 SPC 0,55 SBD 2,81
13 955	C	SAT	SAJ	Sanitized Brand SPI	SN	SPC 10	
16 863	C	TIR	TIS	Patox Pole Treating Wrap Type I	IF	CRT 11,0 KCR 12,5 SFL 37,1	SPC 8,5 STC 1,0

1 Numéro d'enregistrement
2 Marché (C = Commercial; D = Domestique)
3 Titulaire d'enregistrement (section 2.2.1)
4 Agent (section 2.2.2)
5 Formulation (section 2.2.4)
6 Garantie (% de principe actif, sauf indication contraire)
Définitions des codes (section 2.2.3)

3.2 Codes : enregistrements de produits en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires

3.2.1 Titulaires d'enregistrements de produits à base de chlorophénols

CODE	NOM ET ADRESSE DU TITULAIRE
ALC	Alchem Ltd., P.O. Box 5002, 1055 Truman St., Burlington (Ont.) L7R 3Y9
BEG	Behr Process Corp., Box 1287, 1603 W. Alton Ave., Santa Ana, Calif. 92702
BEN	Benjamin Moore and Co. Ltd., 15 Lloyd Ave., Toronto (Ontario) M6N 1G9
BEZ	Betz Laboratories Ltd., 1173 Teron Rd., P.O. Box 13020, Kanata, Ottawa (Ontario) K2K 1X3
CAO	Les Adhésifs canadiens Ltée, 420, av. Marien, Montréal-Est (Québec) H1B 4V6
CAV	Canadian Germicide Co. Ltd., 591 The Queensway, Toronto (Ont.) M8Y 1J8
CBE	Canadian Tire Corp. Ltd., 2180 Yonge St., Toronto (Ont.) M4W 2H3
CEP	Century Paint & Wallpaper Ltd., 1514 Merivale Rd., Ottawa (Ont.) K2G 3J6
CHD	Chapman Chemical (Canada) Ltd., Suite 3900, 1155, boul. Dorchester ouest, Montréal (Québec) H3B 3B2
CPT	Consolidated Protective, Coatings Ltd., 2300, rue Schenker, LaSalle (Québec) H8N 1A2
CUB	Cuprinol Ltd., Adderwell, Frome, Somerset, Angleterre
DEC	Dearborn Chemicals, 3451 Erindale Station Rd., Mississauga (Ont.)
DIM	Diachem of B.C. Ltd., 5289 Regent St., Burnaby (C.-B.) V5C 4H4
DIV	Diversey (Canada) Ltd., 2645 Royal Windsor Dr., Clarkson Postal Station, Mississauga (Ont.) L5J 1L1
DOO	Domtar Chemicals Ltd., Division de la préservation du bois, 395, boul. de Maisonneuve ouest, Montréal (Québec) H3A 1L9
DOW	Dow Chemical of Canada, Ltd., P.O. Box 1012, Hgwy. 40, Sarnia (Ont.) N7T 7K7
DRC	Drew Chemical Ltd., 1 Drew Court, Ajax (Ont.) L1S 2E5
DUK	Dussek Bros. (Canada) Ltd., P.O. Box 385, Belleville (Ontario) K8N 5A5
DUR	Les Produits Dural Ltée, 550, av. Marshall, Dorval (Québec) H9P 1C9
GHC	Gibson - Homans of Canada Ltd., 101, de la Berre, Boucherville (Québec) J4B 2X6
HOS	House of Sturgeon (National) Ltd., 200 Norelco Dr., Weston (Ont.) M9L 1S4
LAT	Later Chemicals Ltd., 12080 Horseshoe Way, Richmond (C.-B.) V7A 4V5
LAV	Laurentide Chemicals Inc., 4650, 12e Avenue, Shawinigan-Sud (Québec) G9N 6V9

LEG	Lepage's Ltd., 50 West Dr., Bramalea (Ont.) L6T 2J4
NAC	National Chemsearch of Canada Ltd., 245 Orenda Rd., Bramalea (Ont.) L6T 1E7
NNP	Northern Paint Co. Ltd., 394 Gertrude Ave., Winnipeg (Man.) R3L 0M6
OSD	Osmose Wood Preserving Co. of Canada Ltd., 1080, av. Pratt, Montréal (Québec) H2V 2V2
PAA	Pace National Corp., 500 - 7th Ave. S., Kirkland, WA. 90833 U.S.A.
PBA	Perolin-Bird Archer Ltd., 100-2nd St., Cobourg (Ont.) K9A 4M2
POS	Pole Sprayers of Canada Ltd., 980 Ellicott Street, Buffalo, N.Y. 14209 U.S.A.
REB	Record Chemical Co. (Western) Ltd., 3905 E. 1st Ave., Burnaby (C.-B.) V5C 3W3
REC	Record Chemical Co. Inc., 840, Montée de Liesse, Montréal (Québec) H4T 1N8
RHC	Reichhold Chemicals Ltd., P.O. Box 130, Port Moody (C.-B.) V3H 3E1
ROC	Roberts Co. Canada Ltd., 2070 Steels Rd., Bramalea (Ont.) L6T 1A7
ROK	Robinson and Webber Ltd., 1569 Orange St., Winnipeg (Man.) R3E 3B5
ROR	Frank T. Ross and Sons 1962 Ltd., Box 248, West Hill (Ont.) M1E 4R5
SAJ	Sanitized Process (Canada) Ltd., Ste. 1700, 2200 Yonge St., Toronto (Ont.) M4S 2C6
SAN	Les Industries Sanfax Ltée, 1650, route Transcanadienne, Dorval 760 (Québec) H9P 1H9
SAT	Sanitized Incorp., 605-3rd Ave., New York, New York, 10016 U.S.A.
STD	Stan Chem Ltd., 681 Plinquet St., Winnipeg (Man.) R2J 2X2
STN	Sternson Ltd., 22 Mohawk St., P.O. Box 130, Brantford (Ont.) N3T 5N1
TEI	Texas Refinery Corp. of Canada Ltd., 25 Industrial St., Toronto (Ont.) M4G 1Z2
TIR	Timber Specialties Div., Pole Sprayers of Canada Ltd., 980 Ellicott St., Buffalo, N.Y. 14209, U.S.A.
UNR	Uniroyal Chemical, Div. of Uniroyal Ltd., Erb St., Elmira (Ont.) N3B 3A3
VAR	Van Waters and Rogers Ltd., P.O. Box 2009, Vancouver (C.-B.) V6B 3R2
VET	Ventron Corporation, Congress Street, Beverly, Mass. 01915 U.S.A.
WAB	Walker Bros., Ltd., 5684 Beresford St. Burnaby (C.-B.) V5J 1J2
WEW	Weldwood of Canada Ltd., 1055 W. Hastings, Vancouver (C.-B.) V6D 3V8

3.2.2 Agents canadiens des titulaires d'enregistrements

CODE	AGENT ET ADRESSE
ARH	LK Archer, 407 Oakdale Crescent, Thunder Bay, Ont.
BAO	W.E. Bateman, 347 Bay St., Suite 304, Toronto, Ont. M5H 2R8
BPR	Behr Process of Canada, 4624 - 11th St. N.E., Calgary, Atla. T2E 2W7
CAX	Hoechst Canada Inc., 100 Tempo Ave., Willowdale, Ont. M2H 2N8
FIT	Art W. Fish. P.O. Box 88, Bonnie Dr. Route 1, Winfield, B.C. V0H 2C0
JOB	Joseph Chan, 1111 Beach Ave., Ste. 2005, Vancouver, B.C.
SAJ	Sanitized Process Canada Ltd., Suite 1700, 2200 Younge St., Toronto, Ont. M4S 2C6

3.2.3 Principes actifs des produits à base de chlorophénols

CODE	PRINCIPE ACTIF
BCP	o-benzyl-p-chlorophénol
BNA	borax, anhydre
BNS	borax
BTO	oxyde de bis (tri-n-butyl-étain)
CRT	créosote
CUN	cuivre élémentaire, présent sous forme de naphténate de cuivre
CUQ	oxinate de cuivre
DNP	dinitrophénol
IAL	alcool isopropylique
KCR	chromate de potassium
KDC	bichromate de potassium
KTC	tétrachlorophénate de potassium
MGK	n-octyl-bicycloheptène-dicarboximide
NAB	nabame
PBU	pipéronyl-butoxyde (technique)
PCF	esters d'acides gras du pentachlorophénol (par ex., laurate de pentachlorophénol)
PCP	pentachlorophénol
PHA	acide phosphorique
PML	lactate phénylmercurique
POI	huile de pin
PYR	pyréthrines

QAC	chlorure de n-alkyl (50 % C14, 40 % C12, 10 % C16) diméthyl-benzyl-ammonium
SBC	o-benzyl-p-chlorophénate de sodium
SBD	p-tert-butylphénate de sodium
SDD	diméthyldithiocarbamate de sodium
SFL	fluorure de sodium
SHO	hydroxyde de sodium
SLS	laurylsulfate de sodium
SMM	métaborate de sodium octahydraté
SPC	pentachlorophénate de sodium
STC	tétrachlorophénate de sodium
STD	trichlorophénate de sodium
SXS	toluène sulfonate de sodium ou xylène sulfonate de sodium
TCH	2, 4, 5-trichlorophénol
TCP	tétrachlorophénol
TNM	nitrilotriacétate trisodique monohydraté
TYT	éthylènediaminetétracétate tétrasodique
ZNN	zinc élémentaire, présent sous forme de naphténate de zinc

3.2.4 Formulations

CODE	FORMULATIONS DE PRODUITS PHÉNOLIQUES CHLORÉS
EC	concentré émulsifiable
GR	grains
IF	tissu imprégné
PA	pâte
PE	pastille
PP	produit comprimé
SG	granules solubles
SN	solution
SO	solide
SU	suspension

ANNEXE 4

DATES MARQUANTES RELATIVES AUX CHLOROPHÉNOLS ET AUX MESURES DE RÉGLEMENTATION, DANS UNE PERSPECTIVE CANADIENNE

1941	Premier enregistrement d'un produit de préservation du bois contenant du PCP, par le ministère canadien de l'Agriculture, à savoir le Permatox 10S, d'A.D. Chapman and Co., sous le numéro 1170.
12 mai 1971	Circulaire nº 111 de l'inspection des viandes, d'Agriculture Canada (Direction de l'hygiène vétérinaire), au sujet de l'utilisation du pentachlorophénol pour le traitement des peaux. La circulaire proposait de ne plus employer de produit à base de PCP pour le traitement de préservation des peaux.
Octobre 1973	Dow Chemical of Canada Ltd. ferme son usine de PCP à Ft. Saskatchewan (Alberta).
Avril 1974	Mise en oeuvre d'un programme d'échantillonnage pour étudier la teneur en dioxine du PCP, l'accent étant mis sur la détection de l'isomère 2, 3, 7, 8-TCDD. Les résultats des analyses furent négatifs.
Août 1975	Problèmes d'odeurs dans les usines de C.-B., reliés à l'utilisation de produits chimiques à base de PCP pour traiter la décoloration de l'aubier.
Avril 1976	Promulgation de la Loi sur les contaminants de l'environnement.
Juin 1976	Environnement Canada demande que les substances chimiques problèmes figurent dans une liste de produits chimiques d'intérêt prioritaire en vertu de la Loi sur les contaminants de l'environnement. Un grand nombre d'organismes et de ministères, y compris Agriculture Canada, proposent d'inclure les chlorophénols dans la liste.
Automne 1976	Échéancier fixé pour une réévaluation approfondie des chlorophénols par Agriculture Canada.
Février-mars 1977	Lors de son transport par chemin de fer, de l'avoine pour bétail est contaminée par du PCP. Ritchie Feed & Seed, Ottawa (Ontario).

Printemps 1977	Au Michigan, contamination du bétail par du PCP. Du bois traité sous pression au PCP avait été utilisé pour la construction d'étables et d'autres bâtiments d'exploitations agricoles.
Mars 1977	Première liste de produits chimiques d'intérêt prioritaire publiée par Environnement Canada. Les chlorophénols figurent dans la Catégorie III, celle des substances potentiellement dangereuses pour la santé ou l'environnement, et devant faire l'objet de recherches supplémentaires.
Septembre 1977	Au Québec, problèmes alimentaires dû à l'huile de suif. L'analyse des ingrédients de la ration alimentaire montre que l'huile de suif renferme 0,3-0,4 ppm de PCP et 0,03 ppm d'OCDD. Un agent antimicrobien à base de chlorophénols, non enregistré, était utilisé pour le traitement des peaux brutes en vue de leur conservation; le traitement se faisait en solution avant le tannage et pendant les diverses étapes de ce dernier. L'agent en question n'est plus utilisé.
15 novembre 1977	Environnement Canada entreprend une étude technique sur les aspects environnementaux des chlorophénols et de leurs impuretés.
Mars-avril 1978	L'usine de PCP de Monsanto à Sauger (Illinois) ferme.
Août 1978	L'usine de PCP de Monsanto à Newport (Pays de Galles, Royaume-Uni) ferme.
Octobre 1978	Recherches après observation d'une odeur de moisi chez des poulets à rôtir de l'Ontario, attribuée à la présence de résidus de PCP dans la litière (copeaux de bois).
18 octobre 1978	Diffusion de l'avis (PD 1) RPAR, par l'EPA (U.S.A.)
27 octobre 1978	Déversement accidentel de PCP et migration de ce dernier jusque dans l'eau souterraine, à Penticton (C.-B.).
5 janvier 1979	Circulaire d'Agriculture Canada aux fabricants de chlorophénols pour signaler que la réglementation relative à ces composés serait révisée en 1979 et 1980.
10 janvier 1979	Circulaire d'Agriculture Canada aux organismes fédéraux et provinciaux, sollicitant leurs commentaires sur les chlorophénols.

Janvier 1979	Mesures réglementaires prises par Agriculture Canada: 1) retrait du pentachlorophénol comme agent de préservation du bois destiné aux structures intérieures des poulaillers; 2) retrait du PCP comme désinfectant et insecticide pour tuer *Dermanyssus gallimae* dans les poulaillers; 3) limitation de l'emploi de PCP et de SPC dans le tannage du cuir. Restriction: ne pas utiliser ces composés dans les opérations de prétannage, comme le durcissement, le traitement au lait de chaux, la trempe et le piclage, qui peuvent donner des graisses comme produits secondaires.
7 août 1979	Première circulaire d'Agriculture Canada aux titulaires d'enregistrements (R-1-79), leur signifiant que la réglementation relative aux produits à base de chlorophénols allait être révisée en 1979 et 1980.
9 août 1979	Transmission, le 3 août 1979, de l'avant-dernière version du document d'Environnement Canada sur les chlorophénols, au Comité des contaminants de l'environnement d'Environnement Canada et de Santé et Bien-être social Canada (CEE, EC/SBSC). À partir des suggestions formulées dans le document, le Comité proposa que des renseignements supplémentaires sur la circulation des chlorophénols dans le commerce canadien soient obtenus grâce à une circulaire émise en vertu de la Loi sur les contaminants de l'environnement.
24 septembre 1979	Seconde circulaire d'Agriculture Canada aux titulaires d'enregistrement (R-1-79), indiquant les retraits proposés pour certaines utilisations, ainsi que les nouvelles limitations et mises en garde pour les étiquettes de produits à base de chlorophénols.
1er décembre 1979	Les chlorophénols figurent dans la liste (Catégorie II) des produits chimiques d'intérêt prioritaire de 1979 (EC/SBSC), relevant de la Loi sur les contaminants de l'environnement. La Catégorie II comprend les substances qui font l'objet de recherches en vue de déterminer le type et le niveau de risque qu'elles représentent pour la santé et l'environnement, et de trouver les mesures appropriées permettant d'atténuer ce risque.

21 janvier 1980	À partir de cette date, envoi de circulaires par Environnement Canada, en vertu de l'article 4(1)b de la Loi sur les contaminants de l'environnement, d'abord aux fabricants canadiens de chlorophénols, puis aux compagnies de traitement de préservation du bois, et finalement, en août 1980, aux titulaires d'enregistrements de produits à base de chlorophénols, et à leurs distributeurs conformément à la Loi sur les produits antiparasitaires. L'objet de la circulaire est d'obtenir des renseignements sur la circulation des chlorophénols dans le commerce au Canada.
1er mai 1980	La version définitive de l'étude technique d'Environnement Canada sur les chlorophénols est transmise au président du CCE (EC/SBSC).
26 juin 1980	Réglementation par Santé et Bien-être social Canada. Le paragraphe B.01.046(1) des Règlements sur les aliments et drogues est modifié par ajout de "(p) dibenzo-p-dioxines chlorées". Ainsi un aliment est considéré comme altéré s'il y a présence de dioxines chlorées, quelle que soit la teneur.
Juin 1980	Dow Chemical of Canada Ltd. ferme son usine de composés chlorophénoxy à Ft. Saskatchewan (Alberta). L'usine est démantelée en décembre 1980.
Septembre 1980	Contamination de copeaux de bois par du PCP; problèmes dans le secteur des poulets au Québec.
Septembre 1980	Contamination de nourriture de volaille par du PCP à Winkler (Manitoba), attribuable à l'emploi d'un agent antimicrobien à base de chlorophénols dans la fabrication d'huile de suif.
Octobre 1980	L'usine de PCP de Dow à Midland (Michigan) ferme.
Octobre 1980	Création du groupe de travail fédéral-provincial de Colombie-Britannique pour la protection du bois. Le groupe de travail, toujours actif, est composé de représentants d'organismes fédéraux et provinciaux, de l'industrie forestière de C.-B., et de syndicats. Sous le parrainage de ce groupe, un code d'éthique professionnelle, faisant appel aux techniques de décontamination les plus faciles à appliquer, est recherché pour la construction et l'exploitation d'installations de traitement du bois de construc-

tion qui permettraient d'éliminer la coloration de l'aubier ainsi que les champignons responsables des moisissures.

28 novembre 1980 — Circulaire (T-1-229), intitulée *Changement de la réglementation des chlorophénols*, diffusée par Agriculture Canada à l'intention des secteurs commerciaux.

1er janvier 1981 — Réglementation par Agriculture Canada: 1) retrait des produits à base de chlorophénols, étiquetés comme agents de préservation et (ou) teintures pour le bois à l'intérieur des habitations; 2) retrait des produits contenant du pentachlorophénate de sodium (PCS) utilisés comme fongicides dans les champignonnières et sur les outils servant à la culture des champignons; 3) retrait des produits à base de PCP, utilisés comme agents de préservation du bois de contenants destinés aux aliments, et d'installations horticoles; 4) retrait des produits à base de PCP, utilisés comme agents de préservation du bois de construction utilisé au-dessus du niveau du sol à l'intérieur de bâtiments d'exploitations agricoles; 5) retrait de tous les produits à base de chlorophénols, étiquetés agents microbiocides dans le traitement des peaux; 6) retrait des produits étiquetés herbicides et agents de stérilisation du sol, excepté ceux qui sont étiquetés agents pour l'élimination de la mousse sur les toits; 7) retrait des produits à base de chlorophénols, employés comme agents slimicides dans les usines de pâtes et papier; 8) retrait de tous les produits de classe domestique, appliqués par pulvérisation.

6 janvier 1981 — Communiqué d'Agriculture Canada, intitulé *Restrictions pour l'emploi des chlorophénols.*

Janvier 1981 — Publication par l'EPA (U.S.A.) du document RPAR (PD 2/3) sur les agents de préservation du bois.

4 juin 1981 — Publication à l'intention du public du document d'Environnement Canada *Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien* (édition française en déc. 1981).

16 juin 1981 — Les propositions d'Environnement Canada du 3 août 1979, concernant la collecte de renseignements supplémentaires et la recherche de moyens pour lutter contre les chlorophénols, furent

modifiées à la lumière des mesures de réglementation du 1er janvier 1981 prises par Agriculture Canada. Un projet de propositions révisées fut préparé pour examen ultérieur par le Comité des produits chimiques toxiques EC/SBSC.

20 octobre 1981 — Le Conseil canadien de la sécurité diffuse une mise en garde contre le pentachlorophénol (PCP).

19 novembre 1981 — Première réunion du Comité consultatif des ministres EC/SBSC sur les dioxines. Les membres de ce comité, constitué en vertu du sous-paragraphe 3(4) de la Loi sur les contaminants de l'environnement, sont des personnes venant de l'extérieur de la Fonction publique, qui doivent éclairer les ministres sur les risques qu'entraîne pour les populations humaines et non humaines la présence de dioxines chlorées dans l'environnement.

4 janvier 1982 — Publication de documents sur les dioxines par le CNRC: 1) dibenzo-p-dioxines polychlorées: critères relatifs à leurs effets sur l'homme et son environnement; 2) dibenzo-p-dioxines polychlorées: limites des méthodes d'analyse.

10 mai 1982 — Document du CNRC *Chlorophénols: critères pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement.*

10 mars 1983 — La première version du rapport de Santé et Bien-être social Canada, *Chlorophenols and Their Impurities: A Health Hazard Evaluation*, préparée par le Bureau des dangers des produits chimiques, a été transmise au Comité des produits chimiques toxiques EC/SBSC.

15 septembre 1983 — Version définitive du supplément 1983 au rapport d'Environnement Canada intitulé *Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien.*